Biologie und Chemismus der Bleilochsperre

Zugleich ein Beitrag zur Wirkung von Abwässern aus Sulfitzellulosefabriken auf stehende Gewässer

---

Habilitationsschrift

eingereicht zur Erlangung der Würde eines Dr. phil. habil. in der naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität München

Von

Dr. phil. HANS LIEBMANN

o. Assistent an der Bayerischen Biologischen Versuchsanstalt

München 1938

STUTTGART 1938

E. SCHWEIZERBART'SCHE VERLAGSBUCHHANDLUNG

(ERWIN NÄGELE)

R. UNIV.
BIBLIOTHEEK
LEIDEN

SONDER-ABDRUCK
aus dem Archiv f. Hydrobiologie. Bd. XXXIII. Seite 1—81.
Ausgegeben am 14. IV. 1938.

Druck von Ernst Klett, Stuttgart-W.

Biologie und Chemismus der Bleilochsperre.

Zugleich ein Beitrag zur Frage der Wirkung von Abwässern aus Sulfitzellulosefabriken auf stehende Gewässer.

Von **HANS LIEBMANN.**

(Aus der Bayer. Biologischen Versuchsanstalt, München.)

Mit 32 Abbildungen auf Taf. I, II, im Text und auf 4 Textbeilagen sowie 2 Tabellen im Text.

Inhaltsverzeichnis.

	Seite
Einleitung	1
Methodik	5
Der jetzige Zustand der Bleilochsperre (äußere Beschaffenheit, Farbe und Geruch)	8
Die Ursachen der ungünstigen Wasserbeschaffenheit	10
Die chemischen Untersuchungsergebnisse	15
a) Die allgemeinen chemischen Untersuchungen	15
b) Die Verteilung von O_2 und H_2S und deren Ursachen	25
Die biologischen Untersuchungen im Stausee	41
a) Fauna und Flora des Pelagial und Litoral	41
b) Fischereiliche Untersuchungen	48
c) Die Biologie des Profundal	53
Die biologischen Untersuchungen im Ausgleichsbecken	67
Vergleichende Betrachtungen über die Einwirkung der Kocherlaugen auf Biologie und Chemismus des Stausees in einem niederschlagsarmen und in einem niederschlagsreichen Jahr	71
Folgerungen und Forderungen	75
Zusammenfassung	77
Schriftennachweis	78
Tafelerklärungen	81

Einleitung.

Die Saaletalsperre am Kleinen Bleiloch, seit dem Jahre 1932 fertiggestellt, ist mit einem Fassungsvermögen von 215 Millionen cbm die größte Talsperre Deutschlands. Bei Vollstau erstreckt sich der See von der Sperrmauer am Kleinen Bleiloch, etwa 5 km unterhalb des Städtchens Saalburg, rund 28 km saaleaufwärts bis nach Blankenstein und hat dann eine Flächenausdehnung von 920 ha. Bei Kloster erreicht

der Sperrsee mit 2 km seine größte Breite. Die relative Oberfläche $Or = \frac{\text{qm Oberfläche}}{\text{cbm Wasserinhalt}}$ ist bei Vollstau 0,043, d. h. auf jeden cbm Wasser kommen im Durchschnitt nur 0,043 qm Oberfläche. Der höchste Wasserstand des Sees, der eine Stauhöhe von 57,50 m besitzt, liegt bei 410,00 NN, der tiefste bei 383,00 NN. Die größte Absenkung beträgt also 27 m. Unterhalb der Sperrmauer schließt sich ein etwa

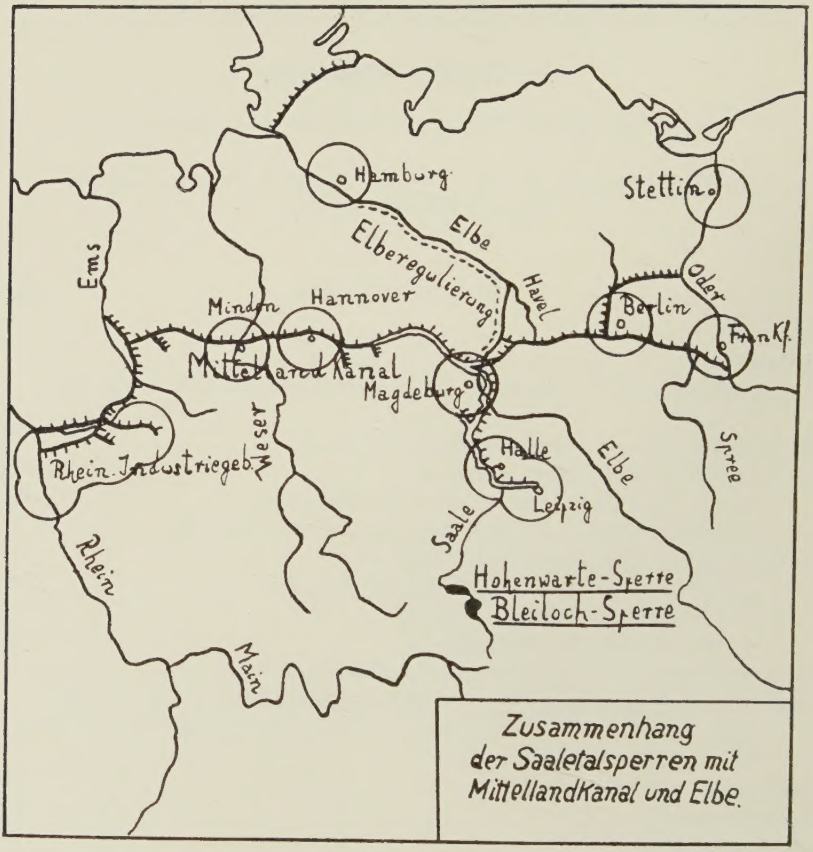


Abb. 1.

5 km langes Ausgleichsbecken an, das sich bis Burgk erstreckt und die Aufgabe hat, den Abfluß aus dem Stausee über die 24 Tagesstunden so zu verteilen, daß die Wasserabgabe in die untere Saale ausgeglichen ist. Die aus dem Stausee ununterbrochen abzugebende Mindestwassermenge beträgt 3—4 cbm/sec, während in Zeiten starker Wasserabgabe bis zu 70 cbm/sec abgelassen werden können. Die Abflußrohre am Bleilochsperrwerk liegen in rund 50 m Tiefe.

Die Bleilochsperre hat eine dreifache Aufgabe zu erfüllen: sie dient der Wasser- und Kraftwirtschaft sowie dem Hochwasserschutz. Ohne auf die zwei letzteren näher einzugehen, soll kurz das Wichtigste über die wasserwirtschaftliche Bedeutung der Sperre gesagt werden. Ausführliche Beschreibungen der Bleilochsperre finden sich bei Kyser (1930), Köhler (1932) und Sommer (1934). Der im Bau befindliche west-östliche Wasserweg (Mittellandkanal) mit seinem bei Magdeburg geplanten Schiffshebewerk, das einen Abstieg der Kanalschiffe in die Elbe ermöglichen soll, ist für die Schiffahrt nur dann von Wert, wenn auch in trockenen Perioden die nötige Fahrwassertiefe in der Elbe vorhanden ist, die für die zukünftig auf diesem Fluß ab Magdeburg verkehrenden 1000-t-Schiffe 2,20 m beträgt (vgl. Abb. 1). Zur Zeit hat die Elbe aber häufig bedeutend geringere Wassertiefen, deshalb soll die Fahrwasserrinne zwischen Saalemündung und Magdeburg eingeengt und durch Abgabe von Zuschußwasser aus der Bleilochsperre wie aus der im Bau befindlichen Saaletalsperre bei Hohenwarthe (Fassungsvermögen 185 Millionen cbm) aufgehöht werden. Die Bleilochsperre ist durch den Wasserzuschuß allein schon in der Lage, die Fahrwassertiefe für 600-t-Schiffe auf der Elbe jederzeit sicherzustellen.

Da die Kenntnis von Menge und Art der dem Stausee zufließenden Wässer für das Verständnis der vorliegenden örtlichen Verhältnisse von großer Bedeutung ist, muß zuerst darüber kurz das Wichtigste gesagt werden. Neben dem größten Zufluß, der Saale (der mittlere Jahreszufluß der Saale einschließlich der Selbitz beträgt rund 13,3 cbm/sec), in die bei Blankenstein noch die Selbitz (mittlerer Jahreszufluß 2,6 cbm/sec) mündet, ist an größeren Zuflüssen nur noch die Wettera (mittlerer Jahreszufluß 0,5 cbm/sec), bei Gräfenwarth in den unteren Teil des Stausees einmündend, zu nennen. Neben den genannten drei Zuflüssen sind eine Menge mehr oder weniger großer Bäche vorhanden, die bei Hochwasser wohl eine ganz beträchtliche Wasserführung haben, und die durch das Einleiten von Abwässern der anliegenden Ortschaften mitunter stark verschmutzt sein können, die aber gegenüber der Wassermenge im Stausee viel zu klein sind, um für dessen Wasserbeschaffenheit verantwortlich gemacht werden zu können. Es sei bereits einleitend gesagt, daß die biologischen und chemischen Untersuchungen sämtlicher beachtenswerter in den Stausee fließender Bäche einwandfrei gezeigt haben, daß einzig und allein die Saale durch die ihr bei Blankenstein zugeführten Abwässer der dortigen Papier- und Zellulosefabrik für die katastrophalen Zustände verantwortlich zu machen ist, wie sie im Stausee zu finden sind und in ihren Ursachen und Folgen in vorliegender Arbeit eingehend behandelt werden sollen.

Die Untersuchungen wurden vom 1. V. 1936 bis 31. III. 1937 auf Anregung der Herren Professoren Demoll und Scheuring, München

und Buchner und Wetzel, Leipzig, mit Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Laboratorium der Oberen Saale, A.-G., zu Saalburg durchgeführt. Es sei an dieser Stelle gestattet, den genannten Herren, der Deutschen Forschungsgemeinschaft und der A.-G. Obere Saale, Weimar, herzlich für die großzügige Unterstützung zu danken, die sie meinen Arbeiten jederzeit zuteil werden ließen.

Die Literatur über umfassende biologische und chemische Arbeiten an Talsperren ist recht dürftig, so daß leider für die eigenen Untersuchungen nur wenige ältere Arbeiten mit herangezogen werden können. Außer den zwei Arbeiten von E. Walter (1906/07 und 1907), die sich aber nur auf fischereiliche Untersuchungen beschränken, ist nur die Arbeit Thienemann's (1911) zu nennen. Von den übrigen mehr oder weniger umfangreichen Arbeiten über Talsperren seien noch erwähnt: die biologischen Untersuchungen von Kolkwitz (1911[1] und 1911[2]), die Untersuchungen über die Klärwirkung, bzw. Selbstreinigung von Talsperren von Imhoff (1931), Spetzler (1933), Sierp und Bruns (1934), Mahr (1935) und die Arbeit von Brintzinger, Schlegel und Bubam (1936), die u. a. einige Angaben über die Bleilochsperre bringt. Außer den angeführten Arbeiten stehen als besonders wertvolles Material die Gutachten der Herren Professoren Demoll und Scheuring, München, sowie die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen des Herrn Dr. Patschke, Baustoffprüfstelle der A.-G. Obere Saale zur Verfügung, durch die die Vorarbeiten zur Klärung der im Stausee auftretenden Verhältnisse in großen Zügen geleistet worden sind. Einige von anderen Stellen durchgeführte Untersuchungen im Staugebiet können unberücksichtigt bleiben, da sie, wie die eigenen Arbeiten ergeben haben, nicht immer den wirklichen Verhältnissen im Stausee entsprechen. Es muß einmal darauf hingewiesen werden, daß es nicht angängig ist, nur auf Grund weniger Wasserproben, die oft nur aus den oberen Wasserschichten stammen, weitgehende Schlüsse über die Selbstreinigungskraft eines Gewässers vom Typ der Bleilochsperre zu ziehen. Dies ist erst dann möglich, wenn die Untersuchungen eine größere Zeitspanne umfassen und alle Wasserschichten gleichmäßig berücksichtigen. Deshalb erstrecken sich die eigenen Arbeiten auf ein genaues Studium der besonderen örtlichen Verhältnisse des Stausees einschließlich aller Zu- und Abflüsse in ihrem jahreszeitlichen Wandel und der durch diesen bedingten biologischen wie chemischen Gegebenheiten, sowie auf Laboratoriumsversuche, die durchgeführt werden, um Klarheit über Probleme zu erlangen, wie sie im Staugebiet auftreten, aber dort durch das Zusammenwirken vieler Faktoren undurchsichtig werden und nicht zu lösen sind. Besondere Sorgfalt wird auf die Untersuchung der Saale gelegt, die eingehend zwischen Hirschberg i. B. und Saalfeld untersucht wird.

Methodik.

Der Arbeitsgang für die laufenden Untersuchungen gestaltet sich wie folgt: In den Monaten Mai bis Juni 1936 und vom November 1936 an werden aller 4 Wochen, in der Zwischenzeit aller 14 Tage, mit einem Motorboot eingehende Untersuchungen des Stausees von Blankenstein bis Burgk (Ausgleichsbecken) durchgeführt, die je zwei Tage beanspruchen. Am Vormittag des ersten Tages werden Proben zwischen

Tab. 1.
Liste der Probeentnahmestellen
(vgl. Abb. 2).

Laufende Nr.	Ort	Tiefe bei Vollstau i. m.
1	Saale, oberhalb Hirschberg	—
2	Saale, unterhalb Hirschberg	—
3	Saale bei Katzenhammer	—
4	Saale, oberhalb Selbitzmündung	—
4a	Saale, unterhalb Selbitzmündung	—
5	Selbitz beim Einlauf in die Papierfabrik von Wiede	—
6	Stausee, Ende des Rückstaus unterhalb der Papierfabrik von Wiede	—
7	Stausee, Arlastal	4,00
8	Stausee, Harra	8,50
9	Stausee, Lemnitzhammer	10,50
10	Stausee, Mühlberg	16,50
11	Stausee, Saaldorf	18,00
12	Stausee, Heinrichstein	25,00
13	Stausee, Zoppothen	32,00
14	Stausee, Pößnigstal	—
15	Stausee, Triebigstal	—
16	Stausee, Saalburg	46,00
17	Stausee, Kloster	—
18	Stausee, Sperrmauer	55,00
19	Stausee, Remptendorfer Tal	18,00
20	Stausee, Wettera-Tal	7,50
21	Ausgleichsbecken, Turbinenauslauf	—
22	Ausgleichsbecken, Mollwitzgrund	10,50
23	Ausgleichsbecken, Eisbrücke	13,00
24	Ausgleichsbecken, Sperrmauer b. Burgk	16,00
25	Saale, unterhalb des Ausgleichsbeckens	—
26	Saale, bei Walsburg	—
27	Saale, bei Ziegenrück	—
28	Saale, bei Hohenwarthe	—
29	Saale, bei Saalfeld	—

Blankenstein und Saalburg entnommen und biologisch am gleichen Tage, chemisch meist am darauffolgenden, im Laboratorium zu Saalburg untersucht. Am Vormittag des zweiten Tages werden die Proben zwischen Saalburg und Sperrmauer, bzw. dem Ausgleichsbecken, gesammelt und auch sofort am Nachmittag, bzw. am folgenden Tage, im Laboratorium verarbeitet. Neben diesen großen Untersuchungen werden kleinere mit Motor- und Paddelboot in den einzelnen Seeteilen so durchgeführt, daß die gesamte Seestrecke wöchentlich mindestens zweimal abgefahren und untersucht wird. Nur in den Monaten Januar bis März 1937 werden wegen Eisbedeckung des Sperrsees die Untersuchungen in größeren Zeitabständen durchgeführt. Die Proben werden stets an bestimmten Stellen aus allen Tiefen entnommen. In Abb. 2 sind die Probeentnahmestellen eingetragen, Tab. 1 bringt eine Zusammenstellung aller Entnahmestellen mit Angaben über die jeweilige Wassertiefe bei Vollstau.

Die biologischen Untersuchungen umfassen die gesamte Fauna und Flora aller Wasserschichten, einschließlich des Grundschlammes und der Uferregion, mit Ausnahme der Bakterien, die nicht berücksichtigt werden können, da die für deren Studium notwendigen Geräte nicht verfügbar sind. Um wenigstens ungefähre Anhaltspunkte über Art und Zahl der Bakterien zu gewinnen, werden ab und zu Methylenblauausstriche angefertigt. Die Protozoen werden lebend und fixiert untersucht (Fixieren in Dämpfen mit 2%iger Osmiumsäure; Kernfärbung mit 0,1% Methylgrün + 1% Essigsäure). Auf das Studium der Sapropelciliaten wird besonderer Wert gelegt. Da es sich zeigte, daß besonders letztere auf kleinste Veränderungen der Umwelt außerordentlich rasch reagieren, werden sämtliche Lebendbeobachtungen an Protozoen sofort am Fangtag durchgeführt. Zum Fang der Mikroorganismen wird ein Planktonnetz (Durchmesser 18 cm, Länge 50 cm, Müller-Gaze Nr. 25 mit Bajonettverschluß) benutzt. Der die Faulschlammorganismen enthaltende Grundschlamm wird mit einem Schlammstecher gehoben, der folgendermaßen konstruiert ist: In einem Messingrahmen, an dem oben ein Schraubengewinde zur Befestigung des Zugseiles angebracht ist, wird ein 1 m langes Glasrohr (Jenaer Duraglas), innerer Durchmesser 13 mm, eingespannt, das unten offen und oben mit einem Klappventil versehen ist. Der Fang von Entomostraken, Rotatorien, Insektenlarven usw. wird mit einem Schleppnetz (innerer Durchmesser 50 cm, Länge 1,30 m, Müller-Gaze Nr. 20) durchgeführt; zum Auszählen der Planktonkrebse usw. dient eine Planktonkammer nach Kolkwitz. Probefischfänge werden mit Stell- und Zugnetz vom Fischmeister der Oberen Saale A.-G. durchgeführt. Zur Entnahme der Wasserproben aus verschiedenen

Abb. 2. Karte der Bleilochsperre mit den Eintragungen der Probeentnahmestellen.

Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41554005_0069

Tiefen dient ein Wasserschöpfer nach Ruttner (Konstruktion von 1924), in dessen Inneren ein Thermometer eingesetzt ist. Die Feststellung der Strömungsverhältnisse wird mit Schwimmern aus Eisenblech durchgeführt, die folgendermaßen konstruiert sind: An einem geschlossenen Zylinder (Länge 20 cm, Durchmesser 6 cm) ist unten mittels eines Seiles ein vierarmiger Flügel, ebenfalls aus Eisenblech, 20 × 10 cm, befestigt. Die Länge des Seiles wird je nach der Tiefe, in der die Strömung festgestellt werden soll, bemessen. Die Schwimmer sind so gebaut, daß der aus dem Wasser ragende Teil des Zylinders nur 3 cm lang ist, um dem Wind möglichst wenig Angriffsflächen zu geben. Um ein rasches Wiederfinden der Schwimmer im Wasser zu gewährleisten, werden auf der Oberfläche der Zylinder verschiedenfarbige Fähnchen in dort befindliche Ösen locker eingesteckt, so daß sie sich mit dem Winde drehen.

Die chemischen Untersuchungen erstrecken sich auf folgende Bestimmungen: Wasserstoffionenkonzentration, Kaliumpermanganat-Verbrauch, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung (nach 48 Stunden bei 20° im Dunkeln) und Schwefelwasserstoffgehalt. Ferner werden ab und zu der Sulfatgehalt, Abdampfrückstand und Glühverlust festgestellt. Weiterhin werden bestimmt: Wassertemperatur, Farbe, Geruch und die Sichttiefe, mit der Secchischeibe gemessen. Die chemischen Untersuchungen werden teils allein, teils mit Herrn Dr. Patschke gemeinsam oder auch von diesem allein durchgeführt. Zur ph-Bestimmung wird der Hellige-Universalkolorimeter benutzt, desgleichen zur Schwefelwasserstoffbestimmung. Letztere Methode erwies sich als durchaus zuverlässig und hat dabei den großen Vorzug, an Ort und Stelle sofort durchgeführt werden zu können.

Die Bestimmung des H_2S geschieht wie folgt: 100 ccm des zu prüfenden Wassers werden mit 1 ccm Blei-Seignettesalzlösung (27 g kristallisiertes Seignettesalz, 5 g reines aus Metall dargestelltes Ätznatron, 1 g Bleiazetat in 100 ccm Wasser gelöst und durch Watte gesaugt) versetzt, dann wird sofort nach dem Umschütteln durch Verschieben des geeichten Keiles die Stärke der Färbung im Kolorimeter bestimmt. Aus der Eichungskurve kann die Menge Schwefelwasserstoff, die in einem Liter des untersuchten Wassers vorhanden ist, bestimmt werden. Es zeigte sich aber bei Blindversuchen, die Herr Dr. Patschke durchführte, daß das Stauseewasser schon mit bleiazetatfreier alkalischer Seignettesalzlösung eine Farbvertiefung nach dem braunen Gebiet hin ergibt, weil das Wasser einen starken Humussäuregehalt hat (Näheres s. S. 13). Wenn man also nach der oben beschriebenen Methode den H_2S in humussäurehaltigen Wässern künftig bestimmen will, muß man neben dem Versuch mit alkalischer Bleiazetat-Seignettesalzlösung noch einen zweiten mit gleich starker, aber bleiazetatfreier alkalischer Seignettesalzlösung ansetzen (27 g Seignettesalz, 5 g Natriumhydroxyd auf 100 ccm Wasser). Erst die Differenz beider Bestimmungen ergibt den wirklichen Schwefelwasserstoffgehalt.

Der Sauerstoff wird nach der Acidmethode von Alsterberg (Maucha, 1932) und der Kaliumpermanganat-Verbrauch nach Kubel-Thiemann (Ohlmüller-Spitta, 1931) bestimmt. An dieser Stelle sei eine kritische Betrachtung über die Anwendbarkeit der Permanganat-Methode zur Bestimmung des Gesamtgehaltes an organischen und oxydierbaren anorganischen Substanzen eingeflochten. Diese Betrachtung ist besonders darum erforderlich, weil es sich, wie sich später zeigen wird, bei der Verunreinigung der Bleilochsperre um gewerbliche Abwässer, und zwar um solche aus Sulfitzellulosefabriken handelt. Es ist bereits wiederholt von verschiedenen Forschern darauf hingewiesen worden, daß die Permanganatzahl bei der Untersuchung von gewerblichen Abwässern nur unter Berücksichtigung und im Zusammenhang mit den besonderen Eigenschaften der den Sauerstoffverbrauch verursachenden Stoffe zu bewerten ist (vergl. Bach, 1930 und Steffens, 1937); denn die Kaliumpermanganat-Verbrauchszahlen können sich bei organischen Stoffen sehr stark ändern. Haupt (1935) weist auf die Einschränkungen hin, die bei der Beurteilung der Zellstoffabrikabwässer durch die Permanganatzahl gemacht werden müssen. Eigene Untersuchungen (1938[1]) ergeben, daß der Kaliumpermanganat-Verbrauch für hochmolekulare Stoffe, wie es z. B. die Ligninsulfosäuren in den Sulfitablaugen sind, sehr hoch ist. Ferner ist zu berücksichtigen, daß anorganische Stoffe wie Thiosulfate, Sulfite und Schwefelwasserstoff, die sich aus der Ablauge abspalten und in wechselnder Menge vorhanden sind, die Kaliumpermanganatzahl stark und unregelmäßig beeinflussen. Aus den genannten Gründen kann auf die Bedeutung der Kaliumpermanganatzahl für die Beurteilung des Verschmutzungsgrades in vorliegender Arbeit nicht besonderer Wert gelegt werden. Aus den Unterschieden in der Permanganatzahl des Seewassers in den verschiedenen Jahreszeiten, die aus den später mitzuteilenden Analysen hervorgehen, kann aber im großen ganzen doch entnommen werden, daß die Belastung des Wassers mit organischen Substanzen nicht immer gleich stark ist.

Der jetzige Zustand der Bleilochsperre (äußere Beschaffenheit, Farbe, Geruch).

Bevor eine Auswertung der einzelnen Untersuchungen erfolgt, soll erst eine allgemeine Schilderung der Wasserbeschaffenheit der Bleilochsperre gegeben werden, wie sie während der Untersuchungszeit angetroffen wird und ohne besondere Hilfsmittel erkannt werden kann. Es werden vorerst nur die eigenen Beobachtungen und Untersuchungen berücksichtigt. Auf die Untersuchungsergebnisse, die von 1934 und 1935 vorliegen, wird erst im letzten Kapitel vergleichsweise eingegangen

werden. (Die im folgenden hinter den Ortsangaben stehenden Zahlen im Text und weiter unten in den Abbildungen beziehen sich auf die Liste der Fundorte, vgl. Tab. 1, S. 5, und auf die Karte mit den Eintragungen der Probeentnahmestellen, vgl. Abb. 2).

Im Mai 1936 hat das Seewasser bei Harra (8) eine weißgraue, stellenweise braunrote Farbe, ist trüb, schäumt sehr stark und hat einen für Papierfabrikabwässer typischen Geruch. Stellenweise tritt Sumpfgas in Blasen an die Oberfläche. Steine, Äste und Grashalme sind mit langen Zotten von *Sphaerotilus natans* dicht überzogen. An ruhigen Stellen werden Jungfischschwärme und vereinzelt ältere Fische gesichtet. Zwischen Harra (8) und Mühlberg (10) geht die weißgraue Farbe des Wassers allmählich in eine rostbraun-schwarze über, es wird klar, schäumt zwar noch stark, ist aber geruchlos. Pilzflocken werden nur noch vereinzelt beobachtet. Von Mühlberg (10) an bis unterhalb von Burgk (25) ist das Wasser gleichmäßig rostbraun-schwarz gefärbt, ist klar, geruchlos, schäumt aber immer noch stark. Größere Pilzzotten treten nicht auf, dafür werden, besonders bei Saalburg (16) und bei Kloster (17), große Jungfischschwärme beobachtet.

Im Juni haben sich die Verhältnisse zwischen Arlastal (7) und Heinrichstein (12) gegenüber den Befunden vom Mai wesentlich verschlechtert. Das beim Arlastal (7) grauschwarze, sehr trübe Wasser macht erst unterhalb des Heinrichstein (12) einem rostbraunen, klaren Platz. Es riecht muffig und mehr oder weniger stark nach Papierfabrikabwässern, bei Harra (8) sogar schwach nach Schwefelwasserstoff. Die Schaumbildung ist nach wie vor sehr stark. Auf der Wasseroberfläche treiben kleinere und größere Schlammfladen, die mit einer schleimigen Hülle von *Sph. natans* überzogen sind und unangenehm muffig riechen. Diese Fladen treten besonders an den Stellen häufig auf, an denen starke Methanbildung beobachtet wird, Harra (8), Lemnitzhammer (9), Mühlberg (10) und Heinrichstein (12). Zwischen Harra (8) und Lemnitzhammer (9) tätigen die Fische Notatmung und zeigen beim Herannahen des Bootes nur sehr schwache Fluchtreaktion, so daß man sie unter Umständen mit der Hand fangen kann. Am Ufer werden gegen Monatsende hin in steigendem Maße tote Jung- und Altfische mit typischer Erstickungsstellung gefunden. Unterhalb des Heinrichsteins (12) ist in der Wasserbeschaffenheit gegenüber der vom Mai geschilderten kein Unterschied wahrzunehmen.

Im Juli und August werden gegenüber den oben geschilderten Verhältnissen keine wesentlichen Unterschiede festgestellt.

In den Monaten September bis Mitte Oktober tritt dann erneut eine Wasserverschlechterung ein. Auf der Strecke zwischen dem Arlastal (7)

und dem Heinrichstein (12) hat das Wasser eine graue Farbe mit milchigem Ton, ist stark getrübt und riecht unerträglich nach Schwefelwasserstoff. Besonders in den frühen Morgenstunden ist der H_2S-Geruch in Harra (8), Mühlberg (10), Saaldorf (11) und bei SSW-Wind auch in Saalburg (16) deutlich wahrzunehmen. Die langen Zotten von *Sph. natans* sterben allmählich ab, die mit ihnen besetzten treibenden Schlammfladen riechen daher unerträglich. Bei Harra (8), Lemnitzhammer (9) und Saaldorf (11) ist der vom Ufer aus sichtbare Seegrund mit toten Jungbarschen übersät, viele tote und sterbende Altfische sind bis Saalburg (16) zu beobachten. Alle lebenden Fische zeigen heftige Notatmung; an windstillen Tagen hat man durch die großen Schwärme notatmender Fische den Eindruck, daß das Wasser „kocht". Mit sinkendem Wasserspiegel, etwa von Anfang Oktober an, fallen bis oberhalb des Arlastals (7) und bei Harra (8) ausgedehnte Schlammbänke frei. Es handelt sich um einen typischen grau- bis schwarzgefärbten Faulschlamm. Von Mitte Oktober ab lassen H_2S-Geruch und Fischsterben allmählich nach und sind schließlich Anfang November ganz verschwunden. Den ganzen Oktober über fließt aus der Sperre ein milchig aussehendes, stark nach H_2S riechendes Wasser in das Ausgleichsbecken. Doch ist der Sauerstoffvorrat dort groß genug, den H_2S zu oxydieren, so daß die Saale unterhalb von Burgk (25) geruchsfrei und klar ist.

Vom November 1936 bis Anfang März 1937 ist die äußerlich zu erkennende Wasserbeschaffenheit im Staugebiet etwa die gleiche; rostbraun-schwarze Färbung, nur zwischen dem Arlastal (7) und Harra (8) leichte Trübung, geruchsfrei.

Die Ursachen der ungünstigen Wasserbeschaffenheit.

Wie schon in der Einleitung angedeutet, ergibt die Untersuchung sämtlicher Zuflüsse des Stausees, daß für dessen katastrophale Wasserbeschaffenheit nur die Saale verantwortlich zu machen ist. Es soll deshalb nur von der Saale und Selbitz eine Beschreibung der biologischen und chemischen Analysen gegeben werden, wie sie bei der eingehenden Flußuntersuchung am 25. VII. 1936 gewonnen wurden.

Oberhalb von Hirschberg (1) ist das Saalewasser fast farblos, klar und geruchlos. Die chemische Untersuchung zeigt mit einem relativ hohen Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers von 28,3 mg/l und einem Sauerstoffdefizit von 31,5 % eine stärkere Verunreinigung des Flusses an, die wohl von den Abwässern der oberhalb Hirschbergs gelegenen Städte und Fabriken (besonders die Gerbereien von Rehau) herrührt. Doch zeigt die Sauerstoffzehrung von 1,02 mg/l, daß die Saale oberhalb von Hirschberg dieser Verunreinigungen wieder weitgehend Herr geworden ist. In Hirschberg fließen die Abwässer der dortigen großen

Lederfabrik in die Saale. Unterhalb der Abwassereinleitung (2) hat die Saale ein rostbraun gefärbtes, trübes, übel nach faulenden Hautresten riechendes Wasser. Neben dem hohen Gehalt an organischen, fäulnisfähigen Substanzen und der dadurch bedingten starken Sauerstoffzehrung macht sich im Fluß besonders ungünstig die stark alkalische Reaktion der Lederfabrikabwässer bemerkbar[1]. Die Sauerstoffzehrung ist auch noch bei Katzenhammer (3), etwa 8 km unterhalb der Einlaufstelle der Lederfabrikabwässer, mit 2,39 mg/l beträchtlich. Erst bei Blankenstein (4) nähert sich die Sauerstoffzehrung wieder erträglichen Werten.

Das Wasser der Selbitz (5) ist als praktisch rein zu bezeichnen.

Unterhalb von Blankenstein (6) entnimmt die Wiedesche Papier- und Zellulosefabrik einen großen Teil des Flußwassers zu Fabrikationszwecken, und gibt es, mit Kocherlaugen, Papierfasern und Holzschlifffasern verunreinigt, wieder in die Saale, bzw. bei Höchststau in den sich etwa bis dorthin erstreckenden Stausee. Wie die chemische Wasseranalyse eindeutig zeigt, ändert sich die Wasserbeschaffenheit unterhalb dieser Einlaufstelle schlagartig. Das graurötliche, trübe Wasser verrät bereits durch sein starkes Schäumen eine große Belastung mit hochkolloidalen Stoffen.

Die oben beschriebenen chemischen Befunde finden ihre Bestätigung durch die biologischen Untersuchungen. Die Selbstreinigungskraft der Saale ist durch die ihr in Hirschberg zugeführten Lederfabrikabwässer bedeutend geschwächt. Die hohe Alkalität des Wassers bringt die meisten Tiere und Pflanzen zum Absterben. Nur sehr widerstandsfähige Organismen, wie *Chironomus*-Larven, können sich in größerer Zahl behaupten. Bereits 8 km unterhalb von Hirschberg findet sich wieder eine im Vergleich zu Hirschberg (2) an Art und Zahl reichere Fauna und Flora. Bei Blankenstein (4) sehen wir im Wasser etwa die gleichen Organismen wie oberhalb Hirschbergs (1). Wie bereits aus der chemischen Wasseranalyse hervorgeht, ist also bis Blankenstein (4) eine ziemlich weitgehende Selbstreinigung der Saale erfolgt.

Die Selbitz läßt, wie bei der chemischen Analyse, auch bei der biologischen Untersuchung keine merklichen Verunreinigungen erkennen.

Gehört die bisher beschriebene Saalestrecke der mesosaproben Zone an, so sind unterhalb der in die Saale, bzw. in den Stausee mündenden Abwasserkanäle der Wiedeschen Papier- und Zellulosefabrik nur noch typisch polysaprobe Organismen anzutreffen. Die laufenden chemischen

[1] Seit Oktober 1937 werden die Hirschberger Lederfabrikabwässer durch eine neue mechanische Kläranlage (Borssig) gereinigt, durch die die Saale mehr als bisher entlastet wird.

und biologischen Untersuchungen der Saale oberhalb und unterhalb der Papier- und Zellulosefabrik zeigen stets dasselbe Ergebnis: bis zum Einfluß der Fabrikabwässer klares, geruchsfreies Wasser mit Organismen der mesosaproben Region, bei Harra, unterhalb der einfließenden Abwässer, weißgraues, stark schäumendes, trübes, oft nach H_2S riechendes Wasser mit treibenden Schlammfladen, Faulschlamm mit starker Methanbildung, polysaprobe Organismen, lange Zotten von *Sphaerotilus natans*, der durch das Umsichgreifen anaërober Verhältnisse mitunter abstirbt. Es kann auf Grund der geschilderten Befunde kein Zweifel darüber bestehen, daß für die Zustände, wie sie im Stausee beobachtet werden, einzig und allein die Abwässer der Wiedeschen Papier- und Zellulosefabrik verantwortlich zu machen sind. Durchfaulungsversuche in hohen Standzylindern mit Saalewasser, oberhalb und unterhalb der Einläufe der Papierfabrik entnommen, bestätigen einwandfrei die unter natürlichen Verhältnissen gewonnenen Untersuchungsergebnisse. Damit sind die Ergebnisse von Demoll und Scheuring (1933) erneut bewiesen, die besagen, daß die Abwässer der Wiedeschen Papier- und Zellulosefabrik die Urheber der hochgradigen Verunreinigungen der Bleilochsperre sind. Es soll, um eine allzu große Länge der Ausführungen zu vermeiden, in dieser Arbeit nicht näher auf die Laboratoriumsversuche mit Papierfabrikabwässern eingegangen werden; dies bleibt vielmehr einer besonderen Abhandlung vorbehalten (Liebmann, 1938[1]).

Nach den Demoll und Scheuring (1933) am 16. X. 1933 gemachten Angaben stellt die Fabrik täglich her: 55 t Sulfitzellulose, 80 t Papier und 28 t Holzschliff. Nach den genannten Autoren wird die Abwassermenge etwa, bezogen auf den täglichen Fabrikationsbetrag, rund 250 sec/l betragen. Da die Kocherlauge nicht gleichmäßig zur Entleerung und Ableitung kommt, muß man, je nach der Größe des entleerten Kochers, mit dem stoßweisen Anfall von 65, bzw. 92 cbm Lauge rechnen, vorausgesetzt, daß $^4/_5$ der Kocherlauge abfließt und $^1/_5$ im Zellstoff zurückgehalten wird und erst beim Auswaschen in die Abwässer gelangt. Die Klärung der Abwässer von Faserstoffen erfolgt mittels Absitztrichter. Die Sulfitlaugen werden durch zwei Teiche geleitet, wo sie eine Rinne mit Kalkstein überfließen, dann ihre Sedimente absetzen sollen und schließlich in die Saale, bzw. in den Stausee gelangen. Die Klärwirkung dieser Teiche ist jedoch, wie die oben mitgeteilten Untersuchungen zeigen, praktisch ohne Bedeutung.

Die Kocherlaugen enthalten neben Resten von Kalziumbisulfit und freier H_2SO_3, bzw. SO_2, in der Hauptsache organische Verbindungen, von denen neben gewissen Mengen von Kohlehydraten (Zucker und Hemizellulosen), Pektinen und Huminstoffen besonders Lignin als lignin-sulfosaures Salz vorhanden ist. Ein Liter Lauge enthält ca. 120 g

Trockenrücksubstanz, von der 90 g organische Substanzen sind (vgl. Böhm, 1928 und Partansky-Benson, 1936). Die Zuckerarten liefern besonders den Pilzen die notwendigen Nährstoffe, die Huminstoffe flocken aus, die ligninsulfosauren Salze spalten und zersetzen sich unter Bildung verschiedener Schwefelverbindungen, und ihre organischen Bestandteile (Ligninstoffe) fallen teils aus und sinken zu Boden oder werden durch chemisch-biologische Vorgänge abgebaut. Die Folge dieser Prozesse ist eine starke Sedimentation leicht fäulnisfähiger und stark schwefelhaltiger Substanzen, die in Gärung und Zersetzung übergehen. Dabei entsteht neben Methan und anderen Kohlenwasserstoffen sehr viel H_2S. Der Abbau der Ligninsulfosäuregruppe geht nur bis zu den Huminsäuren; deren organische Substanz ist zwar immer noch beträchtlich und drückt sich in den hohen Kaliumpermanganatzahlen des Stauseewassers aus, sie wird aber nur sehr langsam weiter abgebaut (vgl. Liebmann, 1938[1]). Der Huminsäuregehalt verleiht dem Stauseewasser eine moorige, rostbraun bis schwarze Farbe.

Durch die geschilderten Verhältnisse ist an der Bleilochsperre die Möglichkeit gegeben, genau die Wirkung der Abwässer von Sulfitzellulosefabriken auf Stauseen festzustellen. Dies ist um so interessanter, als wir über die Wirkung der Sulfitlaugen auf stehende Gewässer bisher wenig wissen und keine eingehenden Arbeiten darüber besitzen. Normalerweise liegen Zellstoffabriken an wasserreichen, schnellfließenden Vorflutern, in denen sofort eine starke Verdünnung der Abwässer erfolgt, so daß keine H_2S-Bildung möglich ist. In den vorhandenen Arbeiten (u. a. Luerssen, 1907; Gärtner, 1913; Kolkwitz-Pritzkow, 1918; Schütz, 1918 und Landbeck, 1926), die die Verunreinigung großer Vorfluter durch Kocherlaugen behandeln, werden deshalb als Folge dieser Schmutzwassereinleitung weniger die H_2S-Entwicklung als Pilztreiben und Geruch nach Sulfitablauge genannt. Bei der Verunreinigung der Bleilochsperre durch Sulfitlaugen liegt also insofern ein gewisser Sonderfall vor, als die Wasserführung der Saale viel zu niedrig ist, um die gewaltigen Mengen der Papier- und Cellulosefabrikabwässer genügend zu verdünnen, bzw. abzubauen, so daß es zu starker H_2S-Entwicklung kommt. Mit diesen besonderen Verhältnissen mag es daher zusammenhängen, daß im Stausee die im folgenden zu behandelnde Verteilung von O_2 und H_2S, sowie das Verhalten von Fauna und Flora bisher ohne Beispiel sind.

Für das Verständnis der nachstehenden Ausführungen ist die Kenntnis über die Zu- und Abflußverhältnisse der Bleilochsperre besonders wichtig. Bekanntlich unterscheidet sich eine Talsperre von einem natürlichen See dadurch, daß sie, nicht wie dieser, einen Oberflächenabfluß, sondern einen Sohlenabfluß besitzt, der sich in der Bleilochsperre in rund 50 m Tiefe befindet. Die in der Einleitung ge-

schilderten Aufgaben der Saaletalsperre (Elbanreicherung) bedingen es, daß sich die Menge des Wassers, das durch den Sohlenablaß abläuft, oft ändert. Abb. 3 veranschaulicht die Zu- und Abflußmenge des Sperrsees im Jahre 1936. Aus der Darstellung geht hervor, daß den Perioden mit geringem Ablaß im Frühjahr und Frühsommer zu Zeiten der Auffüllung des Stausees, die mit erhöhtem Ablaß im Spätsommer und Herbst zu Zeiten der Elbanreicherung gegenüberstehen. Die Saale bringt normalerweise im Frühjahr und Winter Hochwässer, die dann bis zu rund 140 cbm/sec betragen können und hat gewöhnlich in den Monaten Juni bis August die geringste Wasserführung, die bis zu rund $^1/_2$ cbm/sec absinken kann. Die durchschnittlich gleich große in den Stausee eingeleitete Menge von Kocherlauge (rund 500 cbm pro Tag) und der übrigen Fabrikabwässer erfährt also im Frühjahr in Zeiten des Aufstaues eine starke Verdünnung, vom Frühsommer bis zum Herbst dagegen, wenn gleichzeitig der Seespiegel durch den vermehrten Ablaß rasch fällt, eine bedeutend geringere. Von diesen besonderen Zu- und Abflußverhältnissen lassen sich fast alle biologischen und chemischen Eigentümlichkeiten der Bleilochsperre ableiten. Ferner sind für Biologie und Chemismus des Sperrsees die Tatsachen noch von Bedeutung, daß, wie einleitend bereits ausgeführt, die relative Oberfläche des Sees nur 0,043 qm beträgt, und daß der See in dem tief eingeschnittenen Saaletal liegt und daher nur eine durchschnittliche Breite von etwa 800 m aufweist. Weiterhin ist wichtig, daß der Seeboden eine vom Ende des Rückstaues nach der Sperrmauer hin verlaufende schiefe Ebene darstellt.

Nachdem in den bisherigen Ausführungen eine Übersicht der besonderen Bedingungen der Bleilochsperre gegeben, sowie die Ursache von deren schlechter Wasserbeschaffenheit festgestellt ist, soll nunmehr ein eingehendes Studium über die Wirkung der Sulfitlaugen auf Biologie und Chemismus der Talsperre erfolgen (siehe auch Liebmann, 1937[1]). Bei nachstehenden Ausführungen wird die Kenntnis über die Unterschiede einer Talsperre zu einem See, die sich sowohl in der Chemie als auch in der Biologie des Wassers zeigen, als bekannt vorausgesetzt. Thienemann (1911) hat diese ausführlich behandelt. Die Ergebnisse der fischereilichen Studien von Walter (1906, 1907) an Talsperren sind heute noch gültig. Es werden im folgenden nur die Besonderheiten, die durch das Einleiten der Kocherlaugen in die Talsperre entstehen, behandelt. Zunächst wird allgemein auf die chemischen Untersuchungsergebnisse eingegangen, wie sie 1936/37 bei den großen monatlichen Gesamtuntersuchungen jeweils angetroffen werden. Der O_2- und H_2S-Haushalt des Sperrsees und die Folgerungen, die man aus deren Auftreten ziehen kann, werden in einem besonderen Kapitel behandelt.

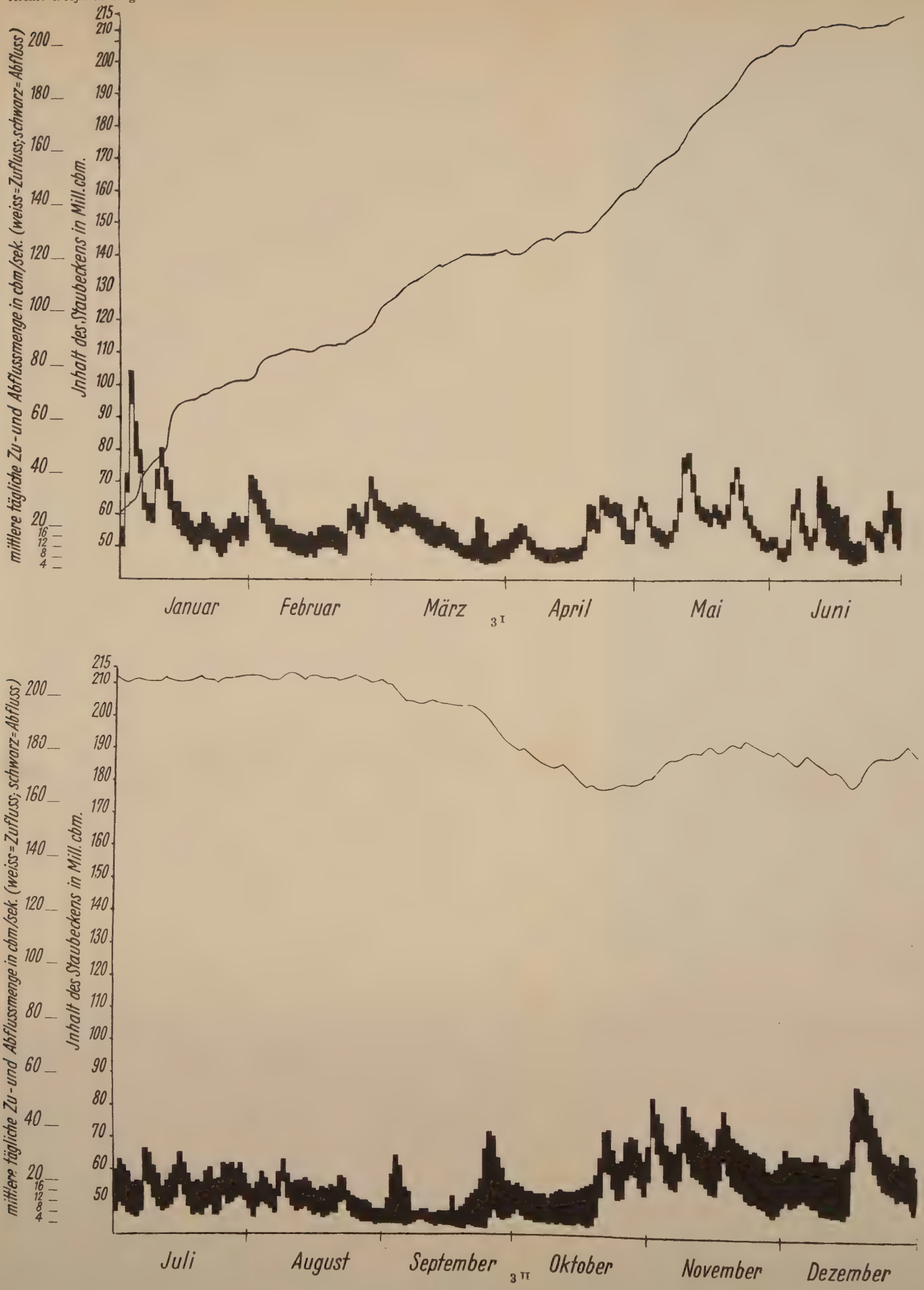


Abb. 3. Die Zu- und Abflüsse der Bleilochsperre im Jahre 1936.

Die chemischen Untersuchungsergebnisse.

a) Allgemeine chemische Untersuchungen.

Das Seewasser hat Anfang Mai im gesamten Staugebiet annähernd den gleichen Kaliumpermanganatverbrauch. Nur in den Seitentälern, die noch von reinerem Bachwasser durchströmt werden, z. B. im Wetteratal (20), ist der Kaliumpermanganatverbrauch wesentlich niedriger. Dieses reinere Wasser lagert jedoch nur in einer flachen Schicht an der Oberfläche, während in den tieferen Lagen das konzentriertere Stauseewasser weit in die Seitentäler hinein vordringt und z. B. im Wetteratal noch am Grunde bis etwa 150 m vor der jetzigen Einmündung der Wettera in den Stausee nachweisbar ist. Durch den hohen Gesamtzufluß (vgl. Abb. 3, S. 14) ist der Sauerstoffgehalt des Stauseewassers in den oberen Seeteilen noch relativ befriedigend. Die noch vorhandene starke Belastung des Wassers macht sich aber in den Gebieten des Stausees, in denen das Wasser stagniert, bald in einem starken Sauerstoffschwund in den tieferen Wasserstoffschichten bemerkbar. Es fällt auf, daß bei Harra (8) das Sauerstoffdefizit an der Oberfläche (rund 40 %) höher als am Grunde (rund 28 %) ist; während es bei Mühlberg (10) umgekehrt ist, am Grunde rund 95 %, an der Oberfläche rund 47 %. Diese zwischen dem Ende des Rückstaues und Mühlberg (10) oft beobachteten Unter- und Überschiebungen sind durch die jeweiligen Zuflußverhältnisse bedingt. Z. B. schiebt sich nach reichen Regenfällen bei kühler Witterung das dann im Gegensatz zum Stauseewasser kühlere und weniger konzentrierte Saalewasser unter dem Seewasser hindurch, wie dies z. B. Anfang Mai der Fall ist; und umgekehrt fließt in Trockenperioden das dann wärmere Saalewasser über das Seewasser. Diese Umschichtungen führen, besonders in biologischer Beziehung, zu merkwürdigen Verhältnissen, wie sie weiter unten erläutert werden sollen. Während das Sauerstoffdefizit noch am Heinrichstein (12) an der Oberfläche rund 51 % und am Grunde rund 95 % beträgt, ist es bei Saalburg (16) nicht mehr so hoch. Vor der Sperrmauer (18) beträgt das Sauerstoffdefizit am Grunde 99 %; es liegt im Mai, bezogen auf die Gesamtwassermenge des Stausees, im Durchschnitt etwa bei 70—75 %, ist also für diese Jahreszeit bereits sehr hoch.

Bei der Entnahme der Grundproben findet sich in der Schöpfflasche ein schwarzer, ganz lockerer Schwimmschlamm, der u. a. am Heinrichstein (12) eine Mächtigkeit von über 3 m besitzt und fast den gesamten Seeboden in ziemlicher Höhe bedeckt. Die Entstehung dieses Schlammes, der, wenn auch nicht in der gleichen Mächtigkeit, sich schon früher in den einzelnen Mühlstauen absetzte, wurde bereits auf S. 13 erläutert. Genaue Lagerung und Höhe des Schlammes lassen sich jedoch aus folgenden Gründen überhaupt nicht feststellen: 1. handelt es sich nicht, wie bereits gesagt, um einen nur

geringe Höhendifferenzen aufweisenden Seenboden, sondern um ein überstautes, tief eingeschnittenes Flußbett, mit einem an Erhebungen und Senkungen reichen Untergrund, und 2. ist der Schlamm zum größten Teil nicht stichfest abgelagert, sondern besteht aus beträchtlich starken Lagen eines lockeren Schwimmschlammes, der nicht immer mit dem Schlammstecher herausgeholt werden kann. Die Lagerung des Schlammes ist außerdem von Jahr zu Jahr verschieden und richtet sich z. T. nach der Lage des Rückstaues; denn an den Stellen, wo die fließende Saale in den See mündet, wird sich viel Schlamm absetzen, wie dies auch nach verschiedenen Angaben vor dem Aufstau der Saale vor den zahlreichen Wehren bei Harra, Lemnitzhammer, Mühlberg usw. der Fall war. Da nun der Rückstau im Winter 1935/36 etwa bis oberhalb des Heinrichstein (12) reichte, findet man auch dort große Schlammablagerungen. Eine am 15. X. 1936 entnommene Grundprobe vom Heinrichstein (12) wird von Herrn Dr. Patschke auf Sulfidschwefel untersucht. Es ergibt sich:

Glühverlust	30,98 %	in der bis zur Gewichtskonstanz getrockneten Probe
demnach organische Substanz	30,98 %	
Aschegehalt	69,02 %	
gesamter Sulfidschwefel . . .	1,13 %	

Anfang Mai wird in den über dem Schlamm lagernden Wasserschichten noch kein H_2S festgestellt; im Schlamm selbst werden H_2S-Werte bis zu 0,5 mg/l gefunden.

Das Ausgleichsbecken wird im Mai bis auf eine Probe vom Turbinenauslauf (21) chemisch nicht untersucht. Die biologischen Analysen erlauben aber Rückschlüsse, daß es in diesem Becken während der Zeit nicht zu anaëroben Verhältnissen und nicht zu H_2S-Bildung gekommen ist.

Bei der Juni-Untersuchung, zu welcher der See bis zum Vollstau aufgefüllt ist (vgl. Abb. 3, S. 14), ist vom Ende des Rückstaues (6) bis nach Lemnitzhammer (9) hin gegenüber der Mai-Untersuchung ein Ansteigen im Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers, und damit in seiner Konzentration zu verzeichnen. Der Sauerstoffgehalt des Wassers hat in den oberen Seeteilen bis nach Mühlberg (10) hin im Vergleich zur vorhergehenden Untersuchung in sämtlichen Schichten eine bedeutende Abnahme erfahren und ist zwischen dem Ende des Rückstaues (6) und Lemnitzhammer (9) ganz, bzw. fast ganz verschwunden. Dagegen fällt es auf, daß der Sauerstoffgehalt auf der Strecke vom Heinrichstein (12) bis zur Sperrmauer (18) an der Oberfläche angestiegen ist. Allerdings besitzen diese sauerstoffhaltigen oberen Wasserschichten nur eine geringe Mächtigkeit. In den tieferen Lagen ist auf dieser Strecke der Sauerstoffgehalt im Durchschnitt ebenfalls zurückgegangen. Der gesamte Sauerstoffvorrat des Stausees ist damit im Juni weiterhin gesunken, so daß sich schon streckenweise anaërobe Verhältnisse ausbilden, die, wie im Ab-

schnitt über die biologischen Untersuchungen näher ausgeführt werden soll, Fischsterben verursachen. H_2S tritt erstmalig in diesem Jahre im Juni in größerer Menge bei Harra (8) und Lemnitzhammer (9), sowie am Grunde des Stausees bei Mühlberg (10), Heinrichstein (12) und Zoppothen (13) auf, während das Wasser bei Saalburg (16) und vor der Sperrmauer (18) in allen Schichten noch H_2S-frei ist. Auch im Ausgleichsbecken wird noch kein H_2S festgestellt; das Saalewasser unterhalb des Ausgleichsbeckens (25) ist ebenfalls H_2S-frei.

Ende Juli hat sich der Kaliumpermanganatverbrauch des Seewassers gegenüber der Untersuchung vom Juni im allgemeinen wenig verändert. Die Abnahme des Kaliumpermanganatverbrauches am Grunde beim Arlastal (7) ist durch eine verstärkte Wasserführung der Saale zu erklären, die Mitte Juli über 16 cbm/sec brachte. Ende Juli schiebt sich bei kühler Witterung relativ kaltes Frischwasser am Grunde des Stausees unter das vorhandene wärmere Seewasser in den See hinein, ein Vorgang, wie er bereits bei der Mai-Untersuchung (vgl. S. 15) beschrieben wurde. Es findet dadurch eine Durchspülung der oberen Staustrecke statt, die sich bei der chemischen Untersuchung in einer Zunahme des Sauerstoffgehaltes am Grunde und in den mittleren Wasserschichten, sowie in einer fast völligen Beseitigung des H_2S bis Lemnitzhammer (9) hin äußert. Von Mühlberg (10) an ist der Sauerstoff am Grunde bis auf Spuren vor der Sperrmauer (18) ganz verschwunden. Dafür hat, abgesehen von der oberen Seestrecke bis Lemnitzhammer (9), in der die vermehrte Frischwasserzufuhr die anaëroben Zustände, wie sich zeigen wird, nur vorübergehend beseitigt hat, eine starke Anreicherung mit H_2S stattgefunden. Die H_2S-haltige Grundschicht hat bei Mühlberg (10) eine Mächtigkeit von 7—8 m, beim Heinrichstein (12) eine solche von 19 m und bei Zoppothen (13) eine Stärke von 16 m erreicht. Auch bei Saalburg (16) und vor der Sperrmauer (18) macht sich der H_2S erstmalig in Spuren bemerkbar. Die im Juli vom Heinrichstein (12) an festgestellte allmähliche Verstärkung der sauerstoffreicheren Wasserschichten von der Oberfläche her hat verschiedene Ursachen. Einmal findet dort, wie die biologischen Untersuchungen später zeigen werden, eine Anreicherung von Flagellaten statt, zum anderen herrscht, besonders auf den unteren Seeteilen, die eine große zusammenhängende Fläche darstellen — wie erwähnt, hat der Stausee bei Kloster (17) mit 2 km seine größte Breite — durch die Winde ein starker Wellenschlag, der eine Anreicherung der oberen Wasserschichten mit Sauerstoff bewirkt. Trotz dieser Sauerstoffanreicherung ergibt sich aber für den Gesamtzustand durch die gleichzeitige Anreicherung des H_2S zwischen Mühlberg (10) und Zoppothen (13) eine weitere Verschlechterung. Wenn man die bisherigen Untersuchungen vergleicht, so stellt man ein all-

mähliches Vordringen des H_2S und damit Schwinden des O_2 vom Grunde nach der Oberfläche zu und von den oberen Seeteilen nach den unteren fest.

Im Ausgleichsbecken, dem das sauerstoffarme Grundwasser der Sperre zufließt, macht sich an der Oberfläche, besonders durch Massenentwicklung von Flagellaten bedingt, eine allmähliche Anreicherung von Sauerstoff bemerkbar. An der Eisbrücke (23) wird wohl ein Absinken des O_2-Gehaltes von der Oberfläche zur Tiefe hin festgestellt, doch sind auch am Grunde des Ausgleichsbeckens die Sauerstoffverhältnisse wesentlich günstiger als im Sperrsee. H_2S ist im Ausgleichsbecken auch am Grunde nicht nachweisbar. Das aus dem Ausgleichsbecken zur Saale abfließende Wasser ist im Juli nicht zu beanstanden.

Bei der analytischen Wasseruntersuchung im August ist die Verschmutzung des Wassers in den oberen Seeteilen bei der allmählichen Abnahme der Zuflußmenge (vgl. Abb. 3, S. 14) infolge der meist trockenen Witterung bedeutend gestiegen. Am Arlastal (7) hat der Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers mit 548 mg/l den bisher höchsten Stand erreicht. Auch am Grunde ist bei Harra (8) und Lemnitzhammer (9) eine Erhöhung des Kaliumpermanganatverbrauches festzustellen. In den tieferen Wasserschichten herrschen vom Arlastal (7) an wieder anaërobe Verhältnisse, und H_2S-Entwicklung setzt erneut ein. Damit ist die in der Juli-Untersuchung festgestellte Besserung der Verhältnisse in den oberen Seeteilen in bezug auf O_2 und H_2S wieder hinfällig geworden. Auch bei Mühlberg (10) zeigt der Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers in den mittleren und tieferen Wasserschichten gegenüber der vorhergehenden Untersuchung einen Anstieg, der auf dort lagernde konzentriertere Wässer hinweist. Vom Heinrichstein (12) an abwärts bildet sich in etwa 7—15 m Tiefe eine Zwischenschicht aus, die sich am Heinrichstein (12) durch eine Erhöhung des Kaliumpermanganatverbrauches bemerkbar macht, und die besonders gut bei Saalburg (16) zu erkennen ist, wo in 7—15 m Tiefe neben einem hohen Kaliumpermanganatverbrauch auch starke H_2S-Entwicklung zu verzeichnen ist. Auch vor der Sperrmauer (18), im Remptendorfer- (19) und im Wetteratal (20) macht sich diese Zwischenschicht bemerkbar. Wegen der besonderen Wichtigkeit dieser Bildung werden um diese Zeit fast täglich Messungen über Ausbreitung und Stärke dieser Zwischenschicht gemacht. Die Beobachtungen zur Klärung der Frage der Entstehung dieser Schichtungen sollen jedoch in einem besonderen Kapitel, das den O_2- und H_2S-Haushalt des Sperrsees zusammenfassend behandelt, später mitgeteilt werden.

Aus der August-Untersuchung geht weiterhin hervor, daß sich die H_2S-Bildung nicht nur in der sog. Zwischenschicht, sondern auch am

Grunde beträchtlich verstärkt hat. So ist z. B. der H_2S-Gehalt am Grunde beim Heinrichstein (12) von der vorhergehenden Juli-Untersuchung bis zur letzten von 4,02 auf 8,11 mg/l, bei Zoppothen (13) von 1,67 auf 6,07 mg/l und bei Saalburg (16) von 0,13 auf 1,26 mg/l gestiegen. Auch vor der Sperrmauer (18) tritt am Grunde in steigendem Maße H_2S auf. Die gesamten Verhältnisse haben sich damit im Staugebiet weiterhin verschlechtert. Bereits jetzt beträgt das Verhältnis Gesamtschwefelwasserstoffgehalt zu Gesamtsauerstoffgehalt der Schichten von 7—16 m und von 0—7 m, bezogen auf die Wassersäule von 1 qm 35,38 g zu 39,31 g, verschiebt sich also immer mehr zuungunsten des O_2. Für das Ausgleichsbecken gilt im August im wesentlichen dasselbe, wie es bereits in der Juli-Untersuchung (S. 18) gesagt wurde.

Der allmähliche Rückgang der Wasserführung der Saale (vgl. Abb. 3, S. 14) hat die schon bei der August-Untersuchung beobachtete Ansammlung eines stärker konzentrierten Wassers zwischen dem Ende des Rückstaues (6) und Lemnitzhammer (9) im September weiterhin vermehrt. Während im August der höchste Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers am Arlastal (7) mit 548 mg/l gefunden wird, beobachten wir im September Werte bis zu 1286,5 mg/l. Durch die sauerstoffzehrende Wirkung dieses Schmutzwassers bedingt, bilden sich am 10. und 11. IX. 1936 zwischen Harra (8) und Saaldorf (11) (in den unterhalb von Lemnitzhammer (9) gelegenen Teilen durch eine Teilzirkulation begünstigt) auch an der Oberfläche vollkommen anaërobe Zustände mit hohem H_2S-Gehalt im Wasser aus. Neben dieser Ansammlung von stärker verschmutztem Seewasser in dem oberen Staugebiet ist auch im unteren eine weitgehende Verschlechterung der gesamten Verhältnisse durch eine Zunahme des H_2S-Gehaltes der tieferen Schichten und eine allmähliche Abnahme des O_2-Gehaltes an der Oberfläche zu bemerken. Die stark H_2S-haltige Zwischenschicht, die sich im August in etwa 11 m Tiefe zwischen dem Heinrichstein (12) und der Sperrmauer (18) ausgebildet hat, wird Anfang September durch eine Teilzirkulation (bedingt durch die kühle Witterung) fast vollkommen beseitigt, bzw. in ihrem H_2S-Gehalt stark erniedrigt. Damit sinkt aber der O_2 bei Saalburg (16) und vor der Sperrmauer (18) ganz beträchtlich.

Die Mitte September einsetzende Periode eines warmen Wetters beendigt die Teilzirkulation, es bildet sich wiederum eine Zwischenschicht stark H_2S-haltigen Wassers, von den oberen Seeteilen zur Sperrmauer hin fortschreitend, aus, deren Mitte aber diesmal nicht, wie im August bei 11 m, sondern bei 18 m Tiefe liegt. Neben dem Vordringen des H_2S in der 18 m-Zone ist ein Fortschreiten der H_2S-Entwicklung in Richtung Sperrmauer auch am Grunde festzustellen. Das Verhältnis H_2S zu O_2, bezogen auf 1 qm Seefläche, hat sich weiterhin zuungunsten

des O_2 verschoben. In den Abb. 4—7 ist das Verhältnis H_2S zu O_2, wie es während der einzelnen Monate beobachtet wurde, berechnet auf 1 qm Seefläche, von vier Entnahmestellen graphisch dargestellt. Die Belastung der Bleilochsperre mit H_2S geht aus den Abbildungen

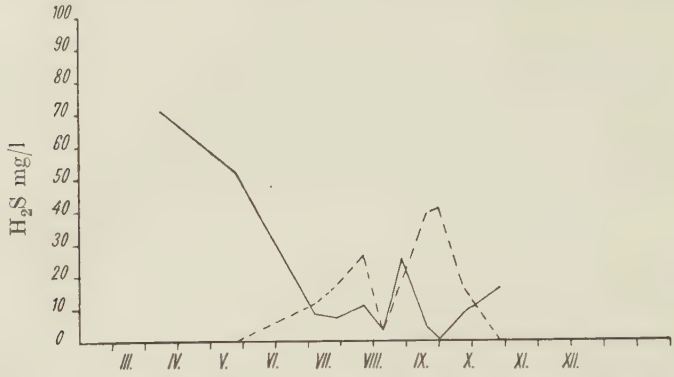


Abb. 4. Das Verhältnis von $H_2S : O_2$, bezogen auf 1 m² Seefläche, 1936, bei Mühlberg (10). ——— O_2, – – – – H_2S.

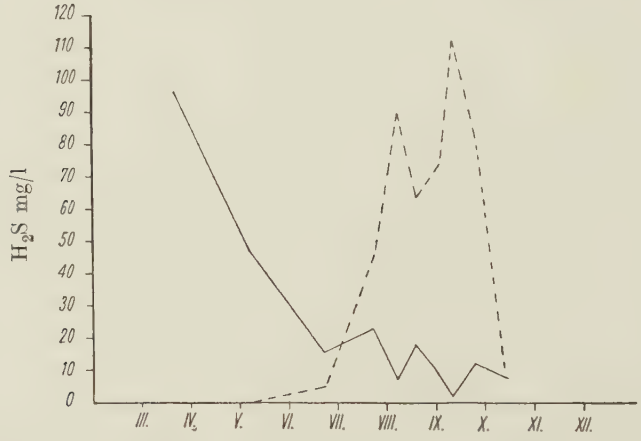


Abb. 5. Das Verhältnis von $H_2S : O_2$, bezogen auf 1 m² Seefläche, 1936, am Heinrichstein (12). ——— O_2, – – – – H_2S

deutlich hervor. Man sieht, daß nur noch vor der Sperrmauer, in bezug auf das Verhältnis H_2S zu O_2 „erträgliche" Zustände herrschen (Abb. 7), daß es dagegen an den in den Abb. 4—6 angegebenen drei übrigen Probeentnahmestellen durch das Überwiegen des H_2S zu tiefgreifenden biologischen Veränderungen kommen muß, die, wie weiter unten näher ausgeführt, auch beobachtet werden. Das aus der Sperrmauer ins Ausgleichsbecken abfließende Tiefenwasser ist am 11. IX. 1936 noch H_2S-frei. Im Ausgleichsbecken wird kein H_2S festgestellt, das Saalewasser unterhalb der Sperrmauer von Burgk (25) ist ebenfalls H_2S-frei.

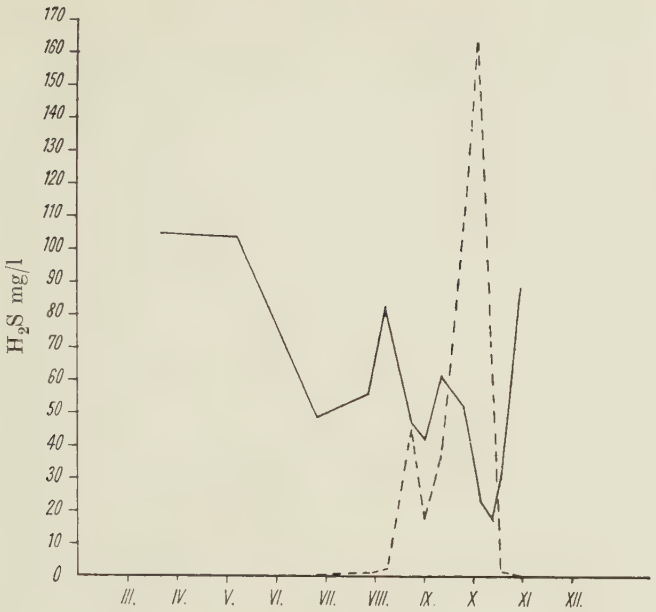


Abb. 6. Das Verhältnis von $H_2S : O_2$, bezogen auf 1 m² Seefläche, 1936, bei Saalburg (16). ——— O_2, – – – – H_2S.

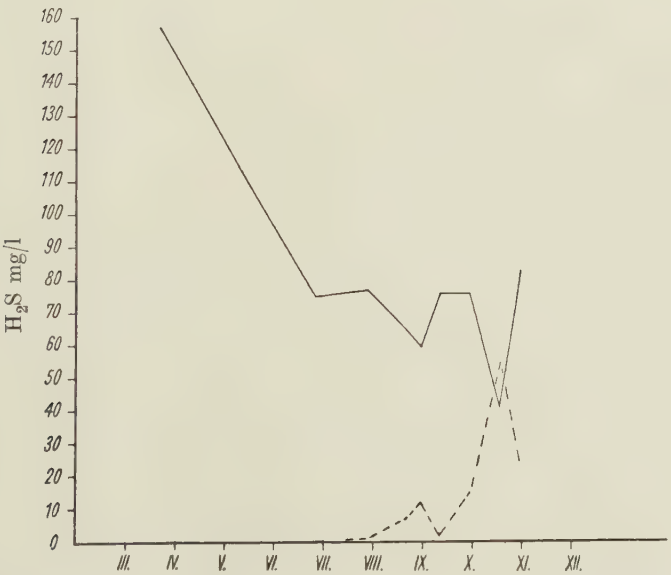


Abb. 7. Das Verhältnis von $H_2S : O_2$, bezogen auf 1 m² Seefläche, 1936, vor der Sperrmauer (18). ——— O_2, – – – – H_2S.

Anfang Oktober setzt die Herbstvollzirkulation ein. Bei der am 14. und 16. X. 1936 erfolgten Untersuchung sind von der Zirkulation nur die tieferen Wasserschichten im unteren Seeteil noch nicht ergriffen worden. Die Herbstvollzirkulation, verbunden mit einer erhöhten Wasserführung der Saale (vgl. Abb. 3, S. 14), bewirkt in den oberen Seeteilen eine Beendigung der H_2S-Bildung und damit der anaëroben Zustände. Der Ende September beginnende verstärkte Abfluß an der Sperrmauer zum Zwecke der Elbanreicherung verursacht ein Sinken des Wasserspiegels, der Rückstau reicht nur bis kurz unterhalb von Harra (8). Das mit Frischwasser stark verdünnte Saalewasser weist wieder relativ hohe O_2-Werte auf, der Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers ist aber am Grunde bei Harra (8) mit rund 500 mg/l und am Grunde bei Lemnitzhammer (9) mit rund 800 mg/l noch reichlich hoch. Bis nach Saalburg (16) hin ist durch die Umlagerung des Wassers die H_2S-haltige Zwischenschicht verschwunden, und auch am Grunde ist der H_2S nur noch in Spuren nachweisbar. Diese Zirkulation des Wassers verursacht u. a. auch bei Saalburg (16) eine rasche Abnahme des O_2 an der Oberfläche, so daß dort Anfang Oktober nur 0,44 mg/l O_2 gemessen werden. Es sei hier nur kurz bemerkt, daß sich das fast völlige Verschwinden der H_2S-haltigen Grundschicht bei Saalburg (16) nicht nur aus der Wirkung der Herbstvollzirkulation erklären läßt, daß vielmehr auch Strömungsverhältnisse mitspielen, die im nächsten Kapitel behandelt werden sollen. Vor der Sperrmauer (18) liegen Mitte Oktober in den tieferen Schichten die dort bisher beobachteten höchsten H_2S-Werte. Aus dem Tiefenablaß der Sperre fließt ein 2—4 mg/l H_2S-haltiges Wasser in das Ausgleichsbecken, so daß es dort in der Nähe der Sperrmauer (18) erstmalig in diesem Jahre zu anaëroben Verhältnissen kommt. Bereits am Mollwitzgrund (22) ist jedoch der H_2S oxydiert, so daß der Abfluß des Ausgleichsbeckens (25) geruchsfrei ist.

Im November ist die Herbstvollzirkulation beendet. Die gleichmäßige Durchmischung aller Wasserschichten zeigt sich in dem überall etwa gleich hohen Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers, der 157 mg/l nicht übersteigt. Der O_2-Gehalt hat in allen Wasserschichten zugenommen, H_2S ist in der Sperre, außer in den tiefen Schichten des Grundschlammes, nicht mehr vorhanden. In das Ausgleichsbecken fließt wieder O_2-haltiges und H_2S-freies Wasser. Der Auslauf des Ausgleichsbeckens bei Burgk (25) ist nach wie vor H_2S-frei.

Bei der Dezember-Untersuchung ist der Stausee bis unterhalb des Heinrichsteins (12) zugefroren, so daß nur von Zoppothen (13) an abwärts Proben genommen werden können. Die Ergebnisse der chemischen Wasseranalyse ähneln denen, die im November gewonnen

wurden. Auch im Dezember tritt im freien Wasser des Sperrsees und im Ausgleichsbecken H_2S nicht auf.

Der Stausee friert Ende Dezember fast ganz zu; es können deshalb im Januar und Februar 1937 nur von der Saalburger Brücke aus Proben unter dem Eis genommen werden. Da die Befunde von Januar und Februar 1937 nicht wesentlich voneinander abweichen, sollen nur die Ergebnisse der Untersuchung vom Januar 1937 mitgeteilt werden. Der Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers hat gegenüber dem im Dezember festgestellten noch etwas abgenommen und zeigt im gesamten Staugebiet keine wesentlichen Unterschiede. Im Februar fällt in den Grundschichten der unteren Seeteile eine Abnahme des O_2-Gehaltes auf. Durch den anhaltenden Frost von Mitte Januar 1937 an geht die Wasserführung der Saale am 26. I. 1937 bis auf 4,40 cbm/sec zurück, so daß in den oberen Seeteilen nur eine ungenügende Verdünnung der Kocherlaugen erfolgt. Das konzentrierte, etwa 3,8° warme Wasser schiebt sich in den Tiefenschichten des Sees entlang und macht sich im Februar bei Saalburg (16) durch eine Abnahme des O_2 bemerkbar.

Wenn nun im Januar und Februar 1937 kein H_2S im freien Wasser der Bleilochsperre anzutreffen ist (im Grundschlamm findet sich H_2S, zu mindest in Spuren, das ganze Jahr über) und im Vergleich zu den Untersuchungen von Sommer und Herbst 1936 relativ günstige Verhältnisse angetroffen werden, so lehren doch andererseits Laboratoriumsversuche, daß die günstige Wasserbeschaffenheit nur scheinbar ist. Läßt man nämlich Wasserproben von den Grundschichten, bei Saalburg (16) Mitte Dezember entnommen, bei Zimmertemperatur in völlig gefüllten und verschlossenen Flaschen stehen, so ist in diesen nach 10 Tagen der O_2-Gehalt des Wassers von 6,59 mg/l am ersten Tage auf 1,50 mg/l am zehnten Tage zurückgegangen. Derselbe Versuch an gleicher Stelle unter gleichen Bedingungen am 1. II. 1937 mit Wasser aus 40 m Tiefe wiederholt, führt sogar von 3,43 mg/l O_2 am ersten Tage zu völligem O_2-Schwund und schwacher H_2S-Entwicklung am zehnten Tage. Die Versuche lehren, daß im Winter starke O_2-Zehrung und H_2S-Entwicklung nur durch die niederen Temperaturen verhindert werden.

Weiterhin zeigen Proben, die bei Harra (8) im Februar 1937 aus der zur Zeit fließenden Saale entnommen und in einem großen Zylinder bei 3—5° Wärme stehen gelassen werden, daß, wie zu erwarten war, auch bei niederer Temperatur eine Ausflockung, bzw. Sedimentation eintritt. Nur bleiben die Sedimente bei niederen Temperaturen unzersetzt am Boden liegen. Wie die Versuche zeigen, wäre es also falsch anzunehmen, daß im Sperrsee während der Wintermonate eine besonders intensive Selbstreinigung eintritt, und der See unter Umständen doch

in der Lage ist, die ihm zugeführten Abwassermengen befriedigend aufzuarbeiten. Die Schlammbildung geht auch im Winter weiter, und sobald mit dem Frühjahr eine Erwärmung des Wassers eintritt, beginnt auch wieder die Zersetzung des Schlammes.

Wenn man die analytischen Ergebnisse überblickt und die Wasseranalysen der Zu- und Abflüsse des Stausees miteinander vergleicht, so stellt man fest, daß in den obersten Wasserschichten vom oberen See (Ende des Rückstaues [6] bis Zoppothen [13]) zum unteren See (Zoppothen [13] bis Sperrmauer [18]) der Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers und der H_2S beträchtlich abnehmen, daß der O_2-Gehalt des Wassers steigt, die Zehrung dagegen abnimmt, und daß der ph-Wert ansteigt. Nach diesen Befunden könnte also von einer guten Selbstreinigungswirkung des Stausees gesprochen werden. Aus einem Vergleich der H_2S-Entwicklung an den einzelnen Entnahmestellen ergibt sich aber, daß H_2S mit größer werdender Entfernung von der Einleitungsstelle der Kocherlaugen in den See bis Saalburg eher zu- als abnimmt, und auch vor der Sperrmauer höhere Werte als z. B. bei Lemnitzhammer erreicht. Diese Erscheinung ist dadurch zu erklären, daß einmal die H_2S-Bildung im verstärkten Maße erst dann einsetzt, wenn eine gründliche Vermischung der Fluß- und Abwässer erfolgt ist, was etwa bei Lemnitzhammer (9) geschehen ist, und zum anderen, daß das Schmutzwasser durch bestimmte Strömungen, die im nächsten Kapitel behandelt werden sollen, sehr rasch zum Untersee hin vorstoßen kann. Man darf bei der Beurteilung der Selbstreinigungskraft der Bleilochsperre den Kaliumpermanganatverbrauchs-Zahlen nicht allzu großen Wert beilegen, zumal dann nicht, wenn gegen die Brauchbarkeit dieser Methode bei Gewässern, die durch Sulfitablaugen verunreinigt sind, an sich schon Bedenken bestehen (vgl. S. 8), sondern es müssen alle Faktoren berücksichtigt werden. Erst dann zeigt es sich, daß infolge der besonderen örtlichen Verhältnisse die Selbstreinigungskraft des Sperrsees beschränkt ist. Eine besondere Gefahr stellt die bei weiterhin erfolgender ungehinderter Einleitung der Kocherlaugen zunehmende H_2S-Belastung des Stausees dar. Es ist zu befürchten, daß sich in steigendem Maße Schwefel im Stausee speichert, und daß durch Hydrogenisation desselben immer größere Mengen von H_2S entstehen. Es kann hier nicht näher auf die Möglichkeiten der Bildung von H_2S eingegangen werden, wie sie durch meistens biogene Vorgänge in der Natur entstehen; es sei auf die übersichtlichen Darstellungen des Schwefelkreislaufes, die bei Wetzel (1928) und Demoll und Scheuring (1933) zu finden sind, verwiesen.

b) Die Verteilung von O_2 und H_2S und deren Ursachen.

Nachdem der Chemismus der Bleilochsperre in seinem jahreszeitlichen Wandel bekannt und auf die Gefahren durch zunehmende H_2S-Entwicklung hingewiesen ist, soll auf die merkwürdige Verteilung von O_2 und H_2S im Sperrsee und deren Ursachen näher eingegangen werden. Wetzel (1928) behandelt in seiner eingehenden Arbeit über den Faulschlamm u. a. ausführlich die Verteilung von O_2 und H_2S in den von ihm untersuchten Faulschlammgewässern, flachen Tümpeln, in denen er O_2 und H_2S so verteilt vorfindet, wie Abb. 8 zeigt. Es findet sich am Grund der Gewässer der meiste H_2S; er schwindet allmählich nach der Oberfläche zu, und in einer sog. Ausgleichsschicht (A) kommt H_2S neben

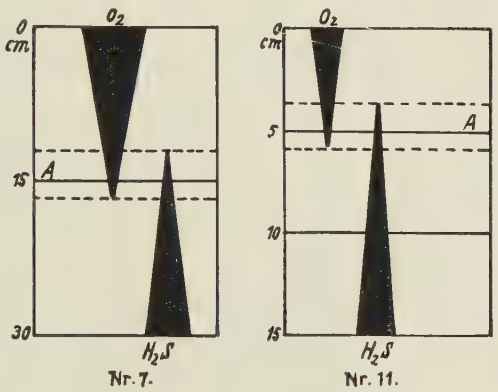


Abb. 8. Schema der Verteilung von O_2 und H_2S in den Faulschlammgewässern Nr. 7 und 11 (nach Wetzel, 1928).

O_2 vor. Schließlich ist der H_2S ganz verschwunden, dafür tritt O_2 in zunehmendem Maße zur Oberfläche hin auf. Bei Wetzel (1928, S. 286 bis 288) findet sich neben einer ausführlichen Literaturangabe über H_2S-haltige Gewässer u. a. auch eine Zusammenstellung über die von den einzelnen Autoren in den verschiedenen Tiefen festgestellten H_2S-Werte der geprüften Gewässer, bei denen es sich fast ausschließlich um Seen handelt. In sämtlichen Fällen ist die Verteilung von H_2S und O_2 so, wie sie schematisch in Abb. 8 angegeben ist. Auch Wundsch (1936), der als eine Ursache der Ertragsverschlechterung märkischer Seen die festgestellte H_2S-Entwicklung ansieht, weicht in seinen Befunden, die Verteilung von O_2 und H_2S in den Seen betreffend, im wesentlichen nicht von dem in Abb. 8 wiedergegebenen Schema ab. Alle Literaturangaben lassen also eine Verteilung von H_2S und O_2, wie sie in der Bleilochsperre angetroffen wird, vermissen. Es handelt sich hier um den

in der Literatur bisher einmalig beschriebenen Fall, daß eine große Talsperre durch H_2S überlastet wird.

Da nun einerseits die Ursache der starken H_2S-Bildung in der Bleilochsperre bekannt ist, andererseits bereits gesagt wurde, daß sich aus den Zu- und Abflußverhältnissen einer Talsperre deren hydrographischen und hydrobiologischen Besonderheiten erklären, liegt es nahe, auch die besondere O_2- und H_2S-Schichtung im See nach den im folgenden beschriebenen Strömungsverhältnissen zu erklären. Es läßt sich unschwer vorstellen, daß der verschieden stark getätigte Tiefenablaß an der Sperrmauer zu einem mehr oder weniger starken Sog führt, der gewisse Strömungen veranlaßt; denn man darf bei den vorliegenden Untersuchungen nicht vergessen, daß der Stausee nur äußerlich einem See ähnelt. Er unterscheidet sich von einem solchen aber durch den Tiefenablaß, wobei aber gleichzeitig betont werden soll, daß im vorliegenden Fall bei Oberflächenabfluß die Anreicherung von H_2S in der Tiefe nur noch rascher vor sich ginge.

Sämtliche in diesem Abschnitt beschriebenen Strömungsverhältnisse sind außer den an Deutlichkeit nichts zu wünschen übrig lassenden chemischen Wasseranalysen noch durch Schwimmerversuche belegt, so daß durch das Übereinstimmen beider Versuchsgruppen ein Irrtum ausgeschlossen werden kann.

An Hand der Abb. 9—21, in denen graphisch die im Jahre 1936 beobachtete Verteilung von O_2 (weiß) und H_2S (schwarz) dargestellt ist, sollen die Ursachen derselben behandelt werden. Es sind vier typische Probeentnahmestellen herausgegriffen worden: Mühlberg (10), Heinrichstein (12), Saalburg (16) und Sperrmauer (18).

Im Mai findet sich im Stausee noch kein H_2S. Das Tiefenwasser vor der Sperrmauer weist um diese Zeit die geringsten O_2-Werte auf. Wie die im Frühjahr 1937 angestellten Beobachtungen ergeben, die sich ohne weiteres mit den Verhältnissen des Frühjahres von 1936 vergleichen lassen, lagert im Mai an der Sperre das Wasser, das im letzten Herbst in den oberen See eingeflossen ist. Es handelt sich also vor der Sperrmauer um „altes Wasser", während im Mai 1936 bis Saalburg (16) in der Tiefe bereits die Wassermasse der Winterzuflüsse vorgedrungen ist, in der durch größere Frischwasserzufuhr und niedere Temperatur bedingt, die Abbauprozesse nur langsam verlaufen. Bei Mühlberg und am Heinrichstein dagegen machen sich in der Tiefe bereits die etwas wärmeren Frühjahrszuflüsse von 1936 am Rückgang des O_2-Gehaltes und am steigenden O_2-Defizit bemerkbar.

Im Juni läßt die zunehmende Erwärmung in der Tiefe die Abbauvorgänge des dort lagernden Schlammes rascher vor sich gehen, so daß es zu starkem O_2-Schwund kommt. Durch den ständigen Tiefenablaß

aus der Sperrmauer (vgl. Abb. 3, S. 14) ist das noch im Mai bei Saalburg in der Tiefe lagernde relativ reine Wasser durch den Grundstrom mitgenommen worden und ins Ausgleichsbecken abgeflossen. Nur in rund 22 m Tiefe, in einer Zone, die, wie sich zeigen wird, nur in geringem Maße von der Strömung erfaßt wird, hat sich ein Rest des relativ reinen Wassers erhalten. Dafür macht sich in der Tiefe bis Saalburg im Vergleich zum vorher dort lagernden Wasser der Herbstzuflüsse das konzentriertere Wasser der Winterzuflüsse bemerkbar und ruft hier neben der O_2-zehrenden Wirkung des sich allmählich erwärmenden Grundschlammes einen Rückgang des O_2-Gehaltes hervor. Da einerseits im Juni zur Zeit des Seeaufstaues verhältnismäßig wenig Wasser abgelassen wird, und daher der Sog in der Tiefe gering ist, andererseits

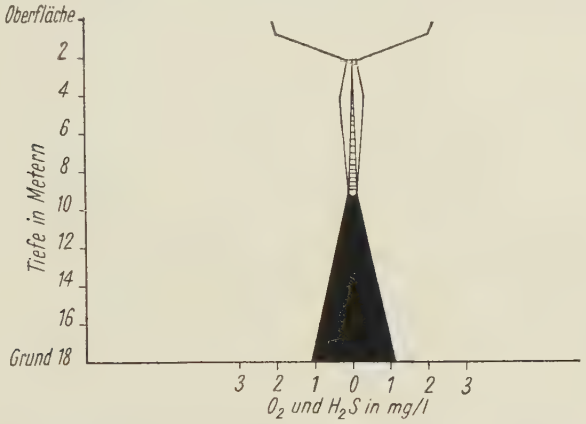


Abb. 9. Die Verteilung von O_2 und H_2S im Juni 1936 bei Mühlberg (10); weiß = O_2; schwarz = H_2S; schraffiert = O_2 + H_2S.

die Zuflüsse durch die Trockenperiode stark zurückgehen, sammelt sich in den oberen Seeteilen, etwa bis Mühlberg (10), ein stärker belastetes Wasser an, das durch das fast völlige Stagnieren bei Mühlberg (Abb. 9) O_2-Schwund in der Tiefe und H_2S-Entwicklung verursacht, die noch durch zunehmende Erwärmung begünstigt werden. Die Spitze dieses vorerst in der Tiefe nur langsam in Richtung Sperrmauer vorrückenden Schmutzwassers liegt im Juni etwa beim Heinrichstein; dort kommen Spuren von O_2 und H_2S noch nebeneinander vor, ein Zeichen dafür, daß es sich um „junges Wasser" handelt. Neben dem Vordringen des Tiefenwassers, des sog. Grundstromes, der, wie sich zeigt, mit fortschreitender Jahreszeit in zunehmendem Maße konzentriertes Wasser in Richtung Sperrmauer vorschiebt, findet sich noch eine starke Strömung in 11—18 m Tiefe, die schneller als der Grundstrom vordringt und wie dieser ebenfalls ein stärker verunreinigtes Wasser von den oberen Seeteilen mitbringt. Dieses in einer Zwischenschicht vor-

dringende, verschmutzte Wasser macht sich in den unteren Seeteilen u. a. an einem fast völligen O_2-Schwund bemerkbar. Durch diese Zwischen- und Grundströmung werden die bei Saalburg und vor der Sperrmauer in rund 22 m Tiefe noch lagernden Massen eines reineren Wassers, das vom Winter und Frühjahr stammt, abgeschnitten und durch das spätere Absacken der Wassermassen bei verstärktem Abfluß schließlich ganz beseitigt.

Um die Bildung der Zwischenschicht zu verstehen, muß man sich folgendes vergegenwärtigen (auf S. 27 wurden die Gründe erläutert, die zu einer außerordentlichen Ansammlung von Schmutzwasser in den oberen Seeteilen führten): Dieses zwischen dem Ende des Rückstaues (6) und Mühlberg (10) stagnierende Schmutzwasser gerät etwa Anfang Juli einmal durch den Druck eines größeren Zuflusses, zum anderen durch den Sog, der durch das verstärkte Ablassen an der Sperrmauer entsteht, in Bewegung. Das etwa 16° C warme Schmutzwasser schiebt sich nun, seiner Temperatur und seinem spezifischen Gewicht entsprechend, in einer bestimmten Tiefe unter den oberen Wasserschichten in den See ein und zwar, wie die Temperaturwerte zeigen, unter die Sprungschicht. Diese ist ab Juli in den unteren Seeteilen zwar nur schwach ausgeprägt, sie genügt aber, um das selbständige Verhalten der Zwischenschicht zu den über ihr liegenden Wassermassen zu bewirken.

Ende Juli ist bei Mühlberg (10) und am Heinrichstein (12) eine sehr starke H_2S-Vermehrung eingetreten. Der H_2S-Gehalt des Wassers beträgt am Grunde (15 m) bei Mühlberg (10) rund 8 mg/l. Erst 7 m unter der Oberfläche verschwindet der H_2S, und O_2 tritt auf. Beim Heinrichstein (12) reicht die H_2S-haltige Wasserschicht vom Grunde (25 m, 4 mg/l H_2S) bis 6 m unter die Oberfläche. Das in den oberen Seeteilen noch verhältnismäßig langsam fließende Wasser reichert sich in immer stärkerem Maße mit Schmutzwasser an, so daß sich das Verhältnis O_2 zu H_2S, bezogen auf 1 qm Seefläche, bei Mühlberg und am Heinrichstein bereits sehr zugunsten des H_2S verschoben hat (vgl. Abb. 4 und 5, S. 20). Die Zunahme des H_2S ist jedoch nicht ausschließlich dem Nachschub von Schmutzwasser in der Tiefe zuzuschreiben, vielmehr tritt auch mit Erwärmung der Grundschichten eine immer stärkere H_2S-Entwicklung durch die lebhaft einsetzenden Abbauprozesse des Grundschlammes ein. Doch lehren Laboratoriumsversuche, die bei Zimmertemperatur mit Grundschlamm einerseits und schlammfreiem Tiefenwasser andererseits durchgeführt werden, daß bei letzterem eine ganz bedeutend intensivere und länger anhaltende H_2S-Entwicklung als bei ersterem eintritt. Der Hauptlieferant für H_2S ist also der Schmutzwasser führende Grundstrom und nicht der Bodenschlamm. Wie Versuche lehren, sind an der

H_2S-Bildung des Sperrsees Grundstrom, bzw. Zwischenschicht und Grundschlamm etwa im Verhältnis 3:1 beteiligt.

Die Hauptmasse des stark belasteten und allmählich vorrückenden Tiefenwassers ist bis Ende Juli noch nicht bis Saalburg vorgedrungen.

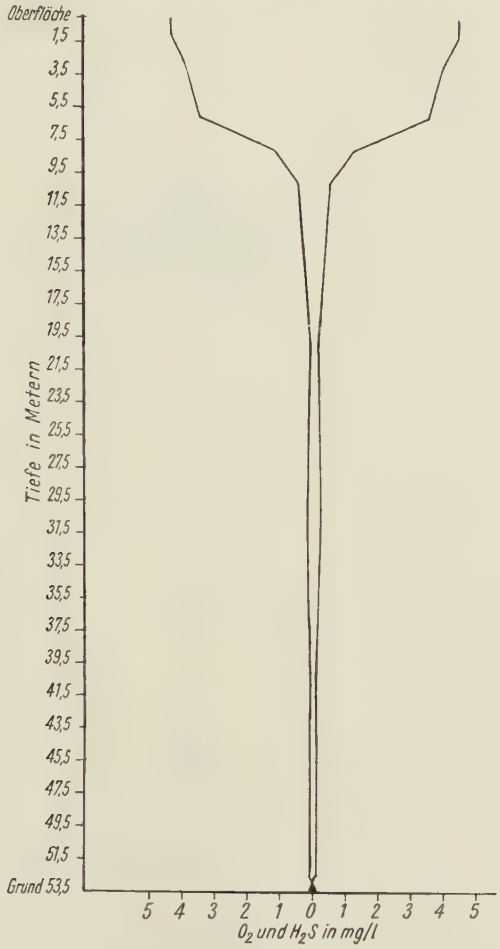


Abb. 10. Die Verteilung von O_2 und H_2S im Juli 1936 vor der Sperrmauer (18); weiß = O_2, schwarz = H_2S.

Der bei Saalburg und erstmalig auch vor der Sperrmauer (Abb. 10) beobachtete geringe H_2S der grundschlammfreien Zonen stammt aus dem sich nun auch dort langsam erwärmenden Bodenschlamm heraus. Die H_2S-Bildung im Schlamm ist an sich gering und erreicht nur dann die hohen Werte, wenn von den oberen Seeteilen stark verunreinigtes und hoch temperiertes Wasser durch die Strömungen herbeigeführt wird.

Aus der Verteilung von O_2 und H_2S in den unteren Seeteilen (Abb. 10) ist weiterhin zu ersehen, daß das noch dort im Juni in rund 22 m Tiefe lagernde etwas reinere Wasser der Winter- und Frühjahrszuflüsse, das etwas höhere O_2-Werte als das Tiefenwasser aufwies, verschwunden ist. Es ist im Juli in die Tiefe gesogen worden und aus der Sperre abgeflossen.

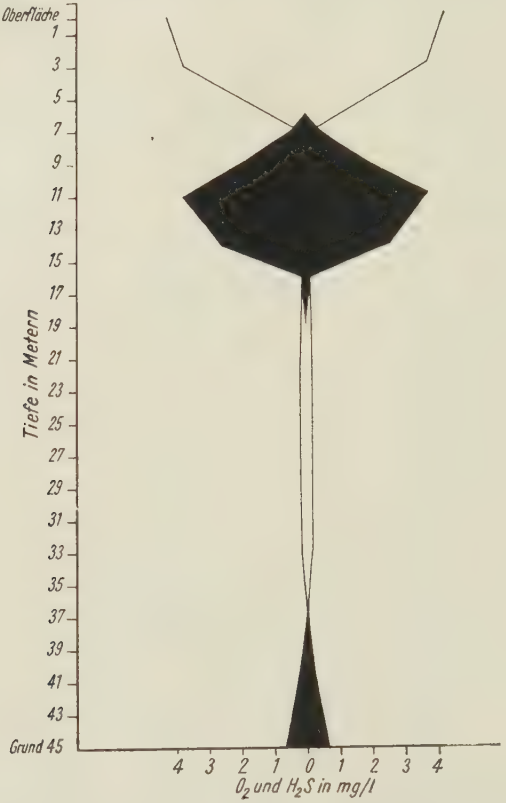


Abb. 11. Die Verteilung von O_2 und H_2S im August 1936 bei Saalburg (16); weiß = O_2; schwarz = H_2S.

Die im Juni beginnende Bildung einer Schicht konzentrierten Wassers in 7—11 m Tiefe ist im Juli durch Teilzirkulationen verwischt, bildet sich aber im August bei trockenem, warmen Wetter in den unteren Seeteilen um so deutlicher aus und führt, besonders bei Saalburg (Abb. 11) und vor der Sperrmauer (Abb. 12), zu einer merkwürdigen Schichtung von O_2 und H_2S, deren Besonderheiten aber bei Berücksichtigung aller in der Bleilochsperre vorhandenen Faktoren gar nicht mehr als solche angesehen werden können. Der im Juni einsetzende etwas stärkere Ablaß (vgl. Abb. 3, S. 14) bringt die bis dahin in den oberen Seeteilen fast stagnierenden Schmutzwassermengen in Bewegung, so daß nun das

Schmutzwasser am Grund und in der Zwischenschicht relativ rasch in Richtung Sperrmauer vorstößt. Ende August ist die Spitze des belasteten Grundwassers etwa bis zur Sperrmauer vorgedrungen (Abb. 12); am Grunde finden sich rund 0,7 mg/l H_2S; von 50—40 m Tiefe kommen

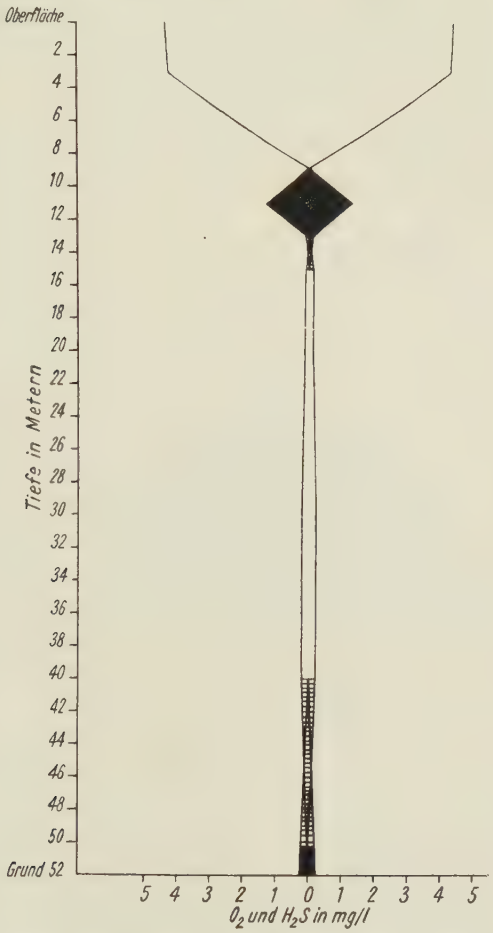


Abb. 12. Die Verteilung von O_2 und H_2S im August 1936 vor der Sperrmauer (18); weiß = O_2; schwarz = H_2S; schraffiert = $O_2 + H_2S$.

geringe Mengen von H_2S und O_2 nebeneinander vor, ein Zeichen dafür, daß die Spitze des verschmutzten Tiefenwassers gerade die Sperrmauer erreicht hat. Der H_2S-Gehalt der Zwischenschicht ist bei Saalburg (Abb. 11) und auch vor der Sperrmauer (Abb. 12) beträchtlich höher als am Grunde. Während die Hauptmasse des Schmutzwassers am Grunde noch oberhalb von Saalburg lagert, liegt das Zentrum des verunreinigten Wassers der Zwischenschicht bereits bei Saalburg. Das

Unter- und Vorwärtsschieben dieses belasteten Wassers unter reineres der obersten Wasserschichten ist also sehr schnell gegangen. Auch Schwimmerversuche bestätigen, daß die Strömung in der Zwischenschicht stärker als am Grunde ist.

Die einzelnen Faktoren, die die Ausbildung der Zwischenschicht begünstigen, sind auf S. 28 bereits angeführt worden. Sie erklären aber noch nicht vollständig die Ursachen der im Vergleich zur Grundschicht gewaltigen H_2S-Bildung in der Zwischenschicht.

Es muß an dieser Stelle auf einige Versuche näher eingegangen werden, die durch das Fehlen von bakteriologischen Untersuchungen zwar nicht den Anspruch erheben können, genaue Werte zu liefern, die aber immerhin erlauben, gewisse Rückschlüsse über die Schnelligkeit der H_2S-Bildung in der Zwischenschicht zu ziehen. Läßt man nämlich Wasser aus der Zwischenschicht, vor der Sperrmauer am 21. VIII. 1936 entnommen (2,6 mg/l H_2S), unter Versuchsbedingungen, die bis auf die verschiedenen Temperaturen gleiche sind, bei 5^0, 10^0, 16^0 und 20^0 in hohen offenen Standzylindern und in vollständig gefüllten Glasstöpselflaschen stehen, so beobachtet man nach 10 Tagen folgendes: der H_2S-Gehalt des Wassers nimmt sowohl im Zylinder als auch in der Glasstöpselflasche bei 5^0 nicht zu, er geht vielmehr (im Zylinder etwas rascher als in der Flasche) zurück. Bei 10^0 sinkt der H_2S im Zylinder ebenfalls rasch; in der Flasche hat er bis zum zehnten Tage zugenommen. Bei 16^0 und bei 20^0 ist der H_2S im offenen Zylinder von 2,6 mg/l am ersten Tage auf 8 mg/l am zehnten Tage gestiegen; in der Glasstöpselflasche ist er bereits am fünften Tage auf 20 mg/l, am zehnten Tage sogar auf 27 mg/l emporgeschnellt (vgl. Liebmann, 1938[1]).

Die Versuche lehren, daß bei 16—20^0 die intensivste H_2S-Entwicklung eintritt. Auf S. 12—13 wurde bereits der Abbau der Sulfitlaugen erläutert und u. a. wurde gesagt, daß es neben chemischen auch biologische Prozesse sind, die den Abbau der Laugen bewirken. Die Ursache der hohen H_2S-Entwicklung bei 16^0 und 20^0 dürfte sich biologisch erklären. Es ist bekannt, daß die meisten Fäulnisbakterien Temperaturen zwischen 10^0 und 40^0 bevorzugen (Lieske, 1926). Für die Saprophyten scheint nun bei 16—20^0 ein Maximum in der Entwicklung zu liegen, so daß es gerade in der rund 17^0 warmen Zwischenschicht zu einer besonders starken H_2S-Anreicherung kommt.

Setzt man nun die oben genannten Versuche unter sonst gleichen Bedingungen nicht mit Wasser aus der Zwischenschicht, sondern mit Schwimmschlamm der Grundschichten an (am 21. VIII. 1936 bei Saalburg entnommen), so stellt man 1. fest, daß der H_2S in allen oben angeführten Temperaturbereichen bei weitem nicht die hohen Werte erreicht, wie sie in der Zwischenschicht beobachtet werden und 2., daß

auch bei 5° im Gegensatz zur Zwischenschicht eine allmähliche Zunahme an H_2S erfolgt. Der im Gegensatz zur Zwischenschicht relativ geringe H_2S-Anstieg am Grunde ist ohne weiteres aus der Tatsache erklärlich, daß das Wasser in der Zwischenschicht rasch in Richtung Sperrmauer vorstößt; es handelt sich also um „junges Wasser", das durch den schnellen Vorstoß die Hauptlast der Schmutzstoffe unabgebaut mit zu den unteren Seeteilen führt, während der Grundstrom, wie oben ausgeführt, sich nur langsam zu den unteren Seeteilen hin fortbewegt, und die Abbauprozesse in ihm bereits fortgeschritten sind, wenn er die unteren Seeteile erreicht hat. Nach Lieske (1926) bevorzugt die Mehrzahl der Saprophyten

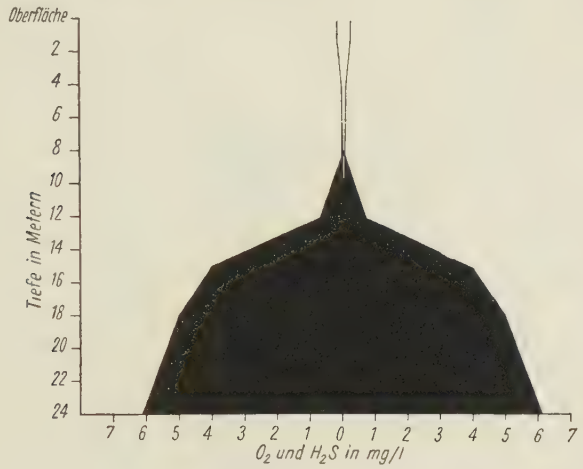


Abb. 13. Die Verteilung von O_2 und H_2S am 10. IX. 1936 am Heinrichstein (12); weiß = O_2; schwarz = H_2S.

Temperaturen zwischen 10° und 40°, es gibt jedoch auch einzelne Formen, die Temperaturen unter 10° lieben, und um solche scheint es sich in der Grundschicht zu handeln. Die Bakterienwelt der Zwischenschicht muß sich also aus anderen Formen zusammensetzen wie die der Grundschicht, sonst könnte die H_2S-Entwicklung in der Grund- und Zwischenschicht bei 5° nicht so verschieden sein. Diese Vermutung findet ihre Bestätigung im Verhalten der Sapropelciliaten, auf das im biologischen Teil der Arbeit näher eingegangen werden soll.

Anfang September hat sich der H_2S in den oberen Seeteilen weiterhin verstärkt und bei Mühlberg und am Heinrichstein lagert über der mächtigen H_2S-haltigen Grundschicht (H_2S-Gehalt am Grunde bei Mühlberg 8 mg/l, beim Heinrichstein 8 mg/l) nur noch eine relativ dünne H_2S-freie, aber O_2-arme Oberflächenschicht. Die Warmwetterperiode im August verhindert Teilzirkulationen, so daß sich Anfang September schon bei 23,5 m Gesamttiefe am Heinrichstein in der Verteilung des

H_2S Grund- und Zwischenschicht auszuprägen beginnen. Die starke Abkühlung in der ersten Septemberwoche führt zu Teilzirkulationen, durch welche die Wasserschichten bis zu rund 15 m Tiefe umgewälzt werden. Bei Mühlberg wird von der Umschichtung die gesamte, nur 16 m tiefe Wassermasse ergriffen; der Rest des O_2 in der Oberflächenschicht verschwindet, und eine mächtige H_2S-Säule erstreckt sich vom

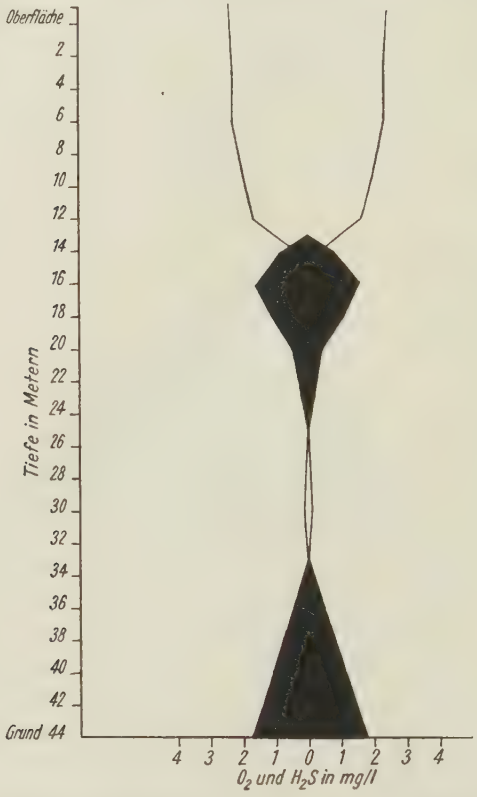


Abb. 14. Die Verteilung von O_2 und H_2S am 11. IX. 1936 bei Saalburg (16); weiß = O_2; schwarz = H_2S.

Grunde bis zur Oberfläche. Da der See am Heinrichstein bereits 24 m tief ist, und die Teilzirkulation, wie erwähnt, sich nur bis rund 15 m Tiefe bemerkbar macht, ist an dieser Probeentnahmestelle in der Tiefe ein weiterer H_2S-Anstieg erfolgt, und an der Oberfläche findet sich O_2 nur noch in Spuren (Abb. 13). In den unteren Seeteilen macht sich die Teilzirkulation bei Saalburg in einer fast vollständigen Beseitigung der Zwischenschicht und in einer Abnahme des O_2 in dem über der Zwischenschicht lagernden Wassermassen bemerkbar. Jedoch bildet sich rasch wieder eine neue, diesmal in rund 17 m Tiefe liegende Zwischenschicht

mit steigenden H_2S-Werten aus (Abb. 14), die wiederum keilförmig talwärts vorstößt, und deren Spitze am 11. IX. 1936 die Sperrmauer erreicht (Abb. 15). Auch hier hat die Beseitigung der 11 m-Schicht durch die Teilzirkulation einen Rückgang des O_2 an der Oberfläche bewirkt.

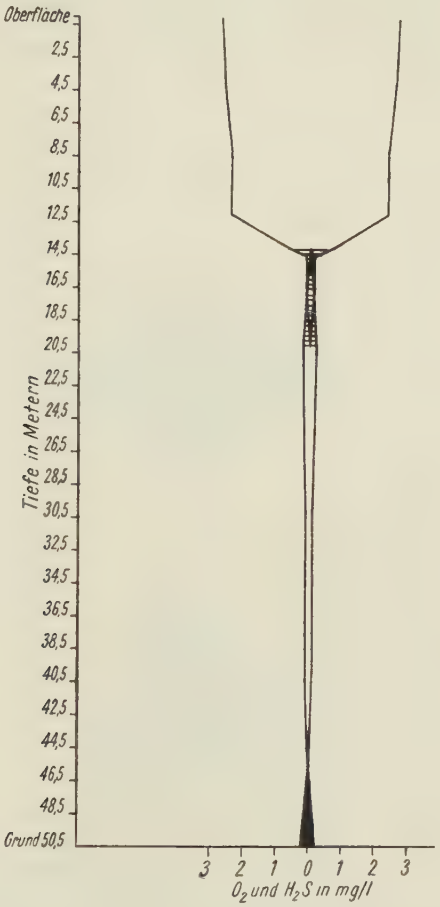


Abb. 15. Die Verteilung von O_2 und H_2S am 11. IX. 1936 vor der Sperrmauer (18); weiß = O_2; schwarz = H_2S; schraffiert = $O_2 + H_2S$.

Der Anfang September erfolgte vermehrte Ablaß (vgl. Abb. 3, S. 14) bewirkt ein schnelleres Vordringen des Grundstromes als bisher, so daß besonders bei Saalburg (Abb. 14) der H_2S-Gehalt am Grunde beträchtlich steigt. Das wärmere Wasser des Grundstromes bewirkt einen relativ raschen Temperaturanstieg des Tiefenwassers. Die Behauptung von Brintzinger, Schlegel und Bubam (1936), daß die Temperatur der unteren Wasserschichten des Stausees Sommer wie Winter ziemlich gleichmäßig und sehr niedrig ist, entspricht demnach nicht den Tat-

sachen. Im Gegenteil ist es gerade eine thermische Eigentümlichkeit dieses Seetypes, was THIENEMANN (1911) bereits festgestellt hat, daß sich die Grundschichten vom Sommer an sehr rasch erwärmen.

Am 25. IX. 1936 ist die Hauptmasse des von der Sommerstagnation her stammenden Schmutzwassers in den oberen Seeteilen am Grunde bereits über Mühlberg hinaus vorgedrungen, so daß dort wieder eine

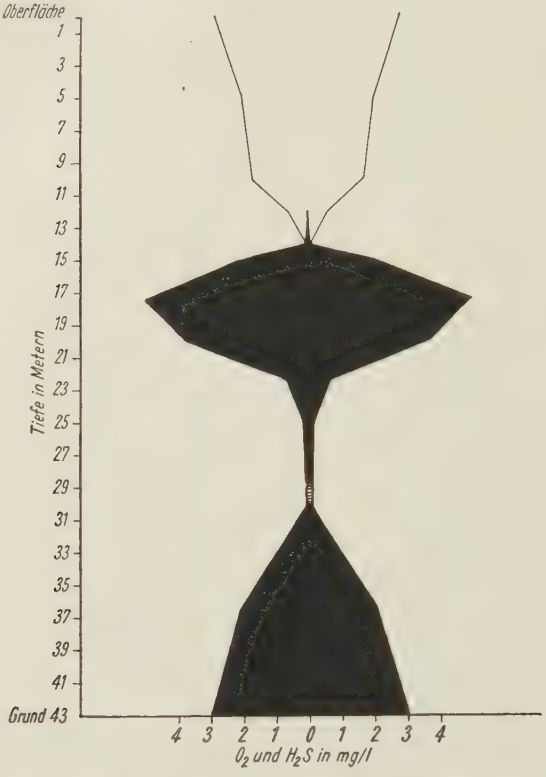


Abb. 16. Die Verteilung von O_2 und H_2S am 25. IX. 1936 bei Saalburg (16); weiß = O_2; schwarz = H_2S.

Verringerung des H_2S in den mittleren Wasserschichten und ein Anstieg von O_2 in den oberen Zonen eintritt. Trotzdem ist auch bei Mühlberg am Grunde der H_2S-Gehalt mit rund 8 mg/l noch verhältnismäßig hoch. Während sich etwa bei Mühlberg am Grunde der Rest des Sommerwassers befindet, lagern von diesem beim Heinrichstein noch größere Mengen (H_2S am Grunde 12 mg/l), die sich aber auch mit größer werdendem Ablaß immer schneller nach unteren Seeteilen hin vorschieben, so daß am Grunde bei Saalburg (Abb. 16) und vor der Sperrmauer (Abb. 17) bereits beträchtliche Massen des Sommerwassers lagern, die am zunehmen-

den H_2S-Gehalt der Grundschichten zu erkennen sind. Gleichzeitig sind in der Zwischenschicht große Schmutzwassermengen in die unteren Seeteile gebracht worden, die sich unter der Mitte September nochmals für kurze Zeit sich bildenden Sprungschicht in rund 16 m Tiefe wieder schneller als der Grundstrom zur Sperrmauer hin vorschieben (Abb. 16 und 17).

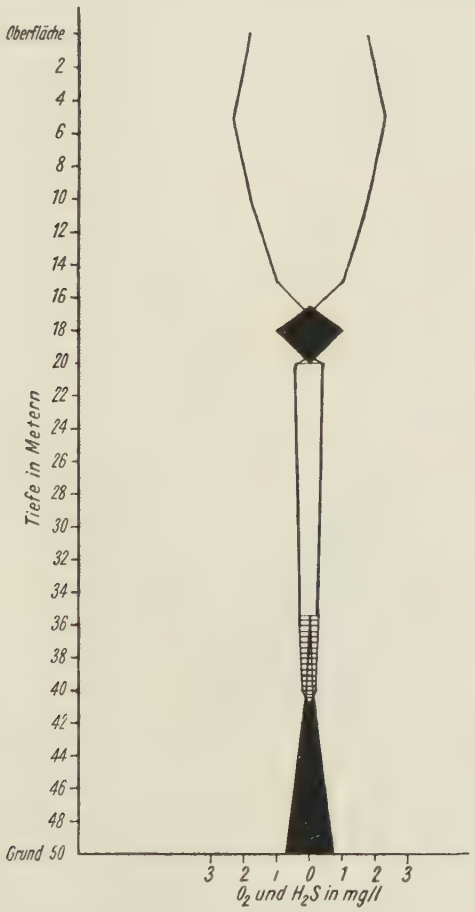


Abb. 17. Die Verteilung von O_2 und H_2S am 25. IX. 1936 vor der Sperrmauer (18); weiß = O_2; schwarz = H_2S; schraffiert = $O_2 + H_2S$.

Auf die Folgen der H_2S-Bildung im Sperrsee und seinen Seitentälern, besonders für die Fische, soll erst im biologischen Teil der Arbeit näher eingegangen werden. An dieser Stelle sei nur eine Beschreibung der Verteilung von O_2 und H_2S gegeben, wie sie im Herbst in den Seitentälern angetroffen wird; denn es war die Hoffnung aufgetaucht, daß eine fischereiliche Ausnutzung wenigstens des Remptendorfer- (19) und des

Wetteratales (20) erfolgen könnte, die beide im unteren Seeteil, also verhältnismäßig weit weg von der Verschmutzungsstelle liegen. Besonders in den innersten Buchten des überstauten Wetteratales (20), in welches das reine, Forellen beherbergende Wasser der Wettera einfließt, war auch zu den Zeiten, in denen im See starke H_2S-Entwicklung auftritt, mit guten Existenzbedingungen für Fische gerechnet worden. Die Verteilung von O_2 und H_2S, wie sie am 28. IX. 1936 im Wetteratal festgestellt wird (Abb. 18), zeigt jedoch, daß sich das stark belastete Wasser der Zwischenschicht, wie sie im Sperrsee beobachtet wird, bedingt durch Temperatur und Konzentration, auch zwischen das im Seitental lagernde reinere Wasser der Wettera einschiebt. Ähnlich wie

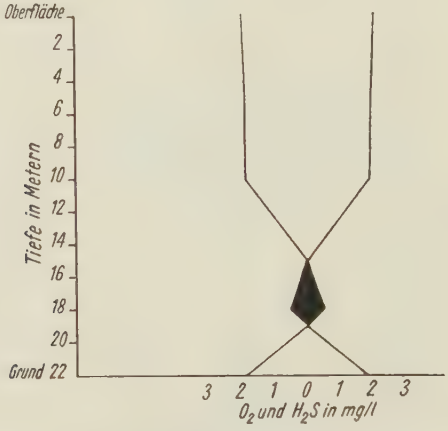


Abb. 18. Die Verteilung von O_2 und H_2S im September 1936 im Wetteratal (20); weiß = O_2; schwarz = H_2S.

das Abb. 18 vom Wetteratal zeigt, verhalten sich O_2 und H_2S auch in den anderen großen Seitentälern des Sperrsees (Remptendorfer- [19], Pößnigs- [14] und Triebigstal [15]).

Anfang Oktober ist die Sprungschicht durch Vertikalströmungen, die der Tiefenablaß hervorruft, langsam in die Tiefe gesogen und vernichtet worden; die einsetzende Herbstvollzirkulation hat bis Mitte Oktober die Wasserschichten bis zu etwa 25 m Tiefe ergriffen und eine Durchmischung bewirkt. H_2S ist im gesamten Staugebiet bis zu 25 m Tiefe verschwunden, der O_2-Gehalt ist durch Oxydation von H_2S fast aufgebraucht, so daß sich nun auch in den unteren Seeteilen, wie später beschrieben wird, Atemnot bei den Fischen einstellt. Bei Mühlberg macht sich in der Tiefe bereits der Einfluß des Herbstzuflusses an höheren O_2-Werten (am Grunde rund 3 mg/l O_2) bemerkbar, indem durch niedere Temperaturen bedingt, die Abbauprozesse nur langsam vor sich gehen.

Dieses kühlere Wasser des Herbstzuflusses mit seinem erhöhten O_2-Gehalt ist jedoch noch nicht bis zum Heinrichstein vorgedrungen, wie der gleichbleibende niedere O_2-Gehalt (rund 0,6 mg/l O_2) der dort lagernden Wassersäule beweist. Der weiterhin starke anhaltende Abfluß aus dem Sperrsee (vgl. Abb. 3, S. 14) hat die Hauptmasse des von der Sommerstagnation her stammenden Schmutzwassers in der Tiefe bis

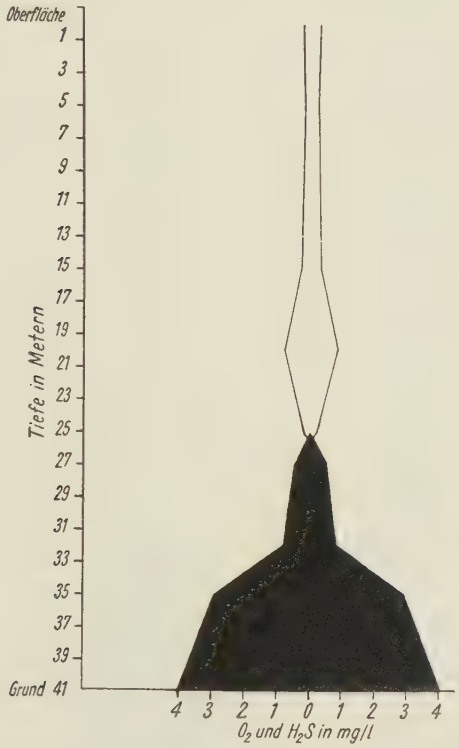


Abb. 19. Die Verteilung von O_2 und H_2S Anfang Oktober 1936 bei Saalburg (16); weiß = O_2; schwarz = H_2S.

nach Saalburg (Abb. 19) und vor die Sperrmauer (Abb. 20) gezogen, so daß dort am Grunde die bisher stärkste H_2S-Entwicklung auftritt.

Ende Oktober sind mit fortschreitender Herbstvollzirkulation die Wasserschichten bis zu 40 m Tiefe erfaßt, so daß nun auch bei Saalburg eine Wassersäule mit etwa gleich hohem O_2-Gehalt (ca. 2 mg/l O_2) lagert; nur am Grunde ist noch H_2S in Spuren vorhanden. Vor der Sperrmauer lagert noch der Rest des stark verunreinigten Sommerwassers, so daß in Tiefen von 40 m an abwärts noch hohe H_2S-Werte gemessen werden (Abb. 21). Mitte November hat der kühleres Wasser

führende Grundstrom auch die Sperrmauer erreicht und das dort am Grunde noch lagernde Schmutzwasser verdrängt; nur in rund 40 m Tiefe hat sich ein Rest des verunreinigten Wassers gehalten, der sich an einem stärkeren O_2-Schwund bemerkbar macht. Da die ab Dezember beobachtete Schichtung des O_2 keine Besonderheiten mehr bietet, sollen

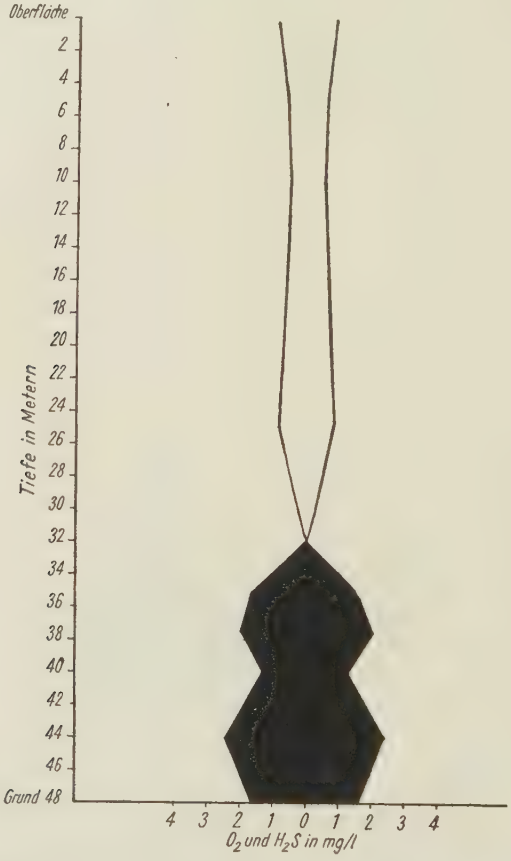
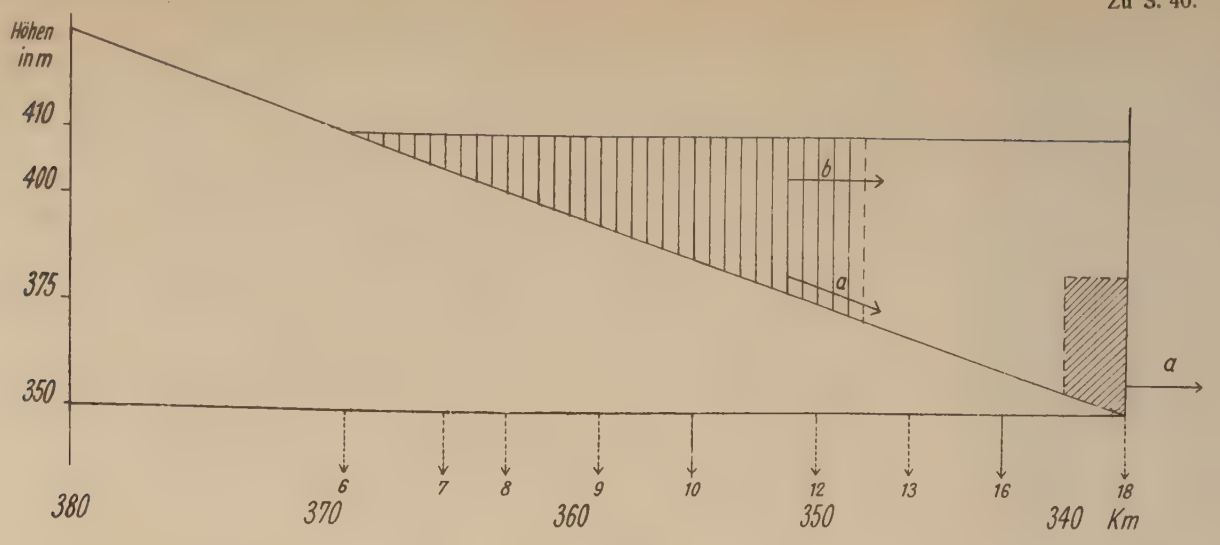
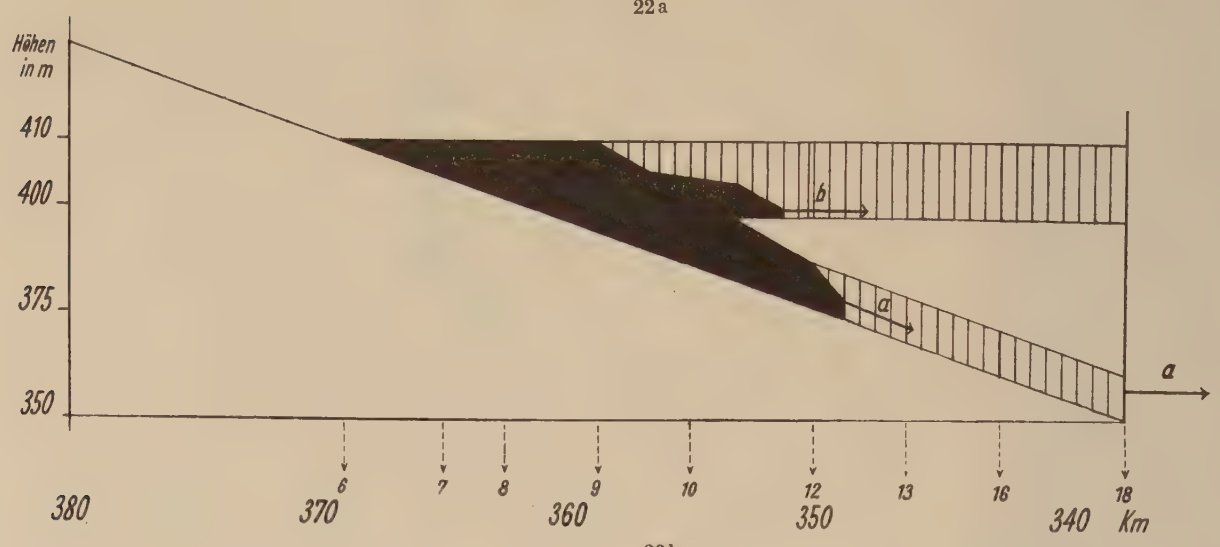


Abb. 20. Die Verteilung von O_2 und H_2S Anfang Oktober 1936 vor der Sperrmauer (18); weiß = O_2; schwarz = H_2S.

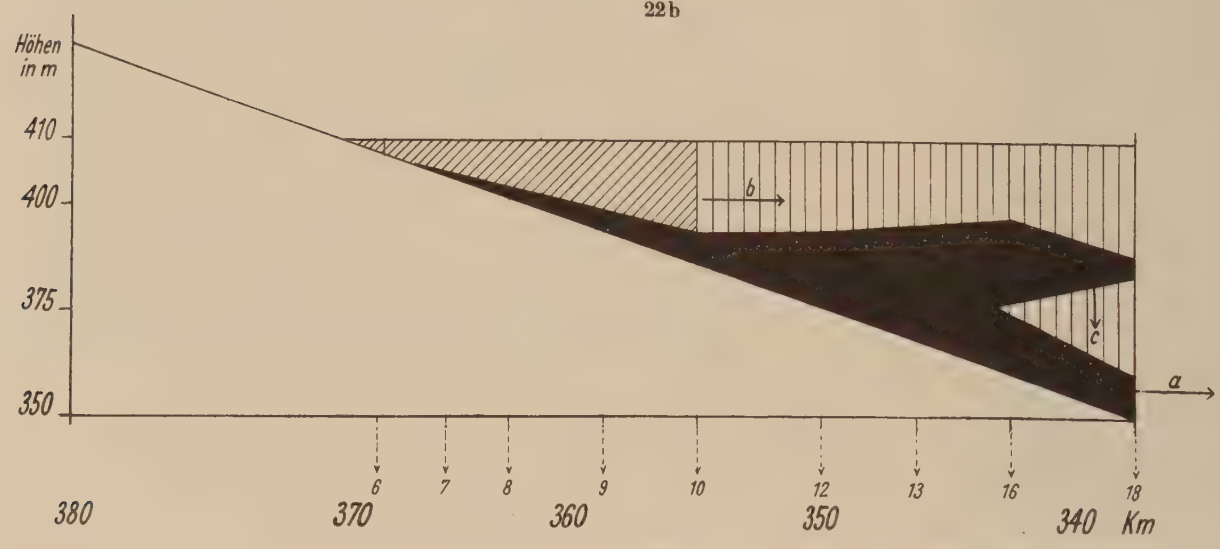
hiermit die Ausführungen über die Verteilung von O_2 und H_2S in der Bleilochsperre abgeschlossen werden. Sie haben gezeigt, daß die Verteilung beider Gase von verschiedenen Strömungen im Sperrsee abhängig ist. An Stelle einer Zusammenfassung seien in den Abb. 22 a—d schematisch die Bewegungen der Wassermassen des Stausees im Verlaufe von 1936 dargestellt.



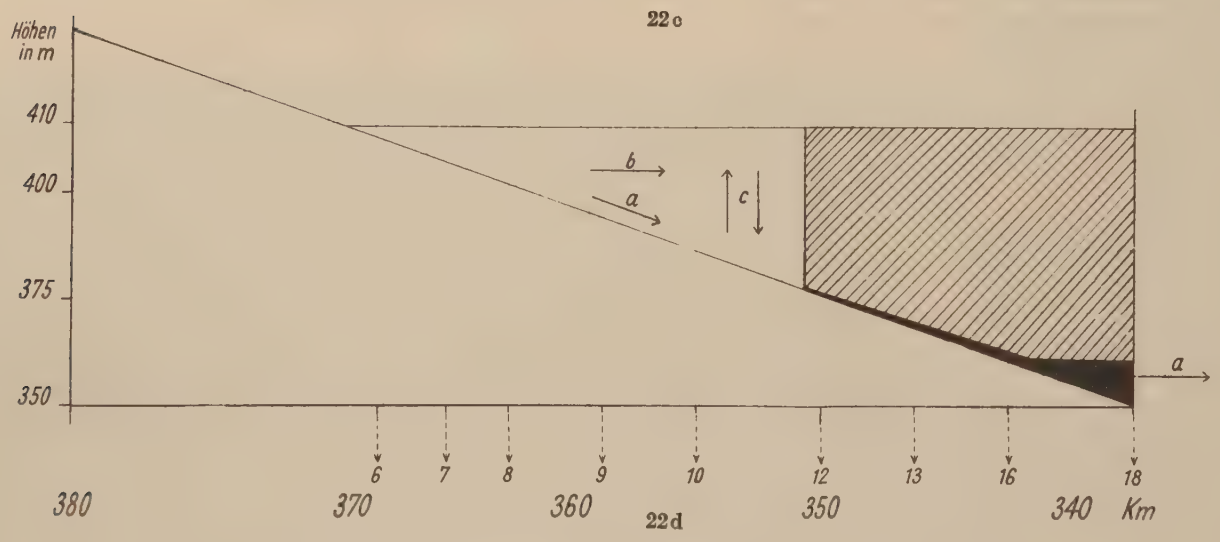
22a



22b



22c



22d

Abb. 22 a—d. Die Strömungsverhältnisse in der Bleilochsperre (schematischer Längsschnitt); a = Grundströmung, b = Zwischenströmung, c = Zirkulation; ▨ = Herbstwasser, ▭ = Winterwasser, ▥ = Frühjahrswasser, ■ = Sommerwasser.

Abb. 22 a. Frühjahr 1936; vor der Sperrmauer (18) liegen in der Tiefe noch Reste des Herbstwassers von 1935; bis zum Heinrichstein (12) sind die Frühjahrswässer vorgedrungen; bei Saalburg (16) liegt die Wassermasse der Winterzuflüsse.

Abb. 22b. Sommer 1936; das Schmutzwasser, von der Sommerstagnation stammend, schiebt sich in Richtung Sperrmauer (18) vor; oberhalb des Heinrichstein (12) beginnt sich eine Zwischenschicht eines stärker konzentrierten Wassers unter der Sprungschicht auszubilden; in der Tiefe und in den oberen Wasserschichten lagert zwischen dem Heinrichstein (12) und der Sperrmauer (18) das Wasser der Frühjahrszuflüsse, dazwischen hat sich noch ein Rest des Wassers der Winterzuflüsse gehalten.

Abb. 22 c. Herbst 1936; das Schmutzwasser hat sich am Grunde und in der Zwischenschicht bis zur Sperrmauer (18) hin vorgeschoben; oberhalb und zwischen den O_2-freien und H_2S-haltigen Schichten hat sich ein Rest von O_2-haltigem Wasser gehalten, der noch von den Frühjahrszuflüssen her stammt; bis nach Mühlberg (10) ist bereits wieder die stark mit Frischwasser verdünnte Wassermasse der Herbstzuflüsse vorgedrungen.

Abb. 22 d. Winter 1936; vor der Sperrmauer (18) liegen noch Reste des Sommerwassers, über diesem lagert etwa zwischen Saalburg (16) und der Sperrmauer (18) die Wassermasse der Herbstzuflüsse; vom oberen See her ist bis kurz oberhalb von Saalburg (16) bereits das Wasser der Winterzuflüsse vorgedrungen.

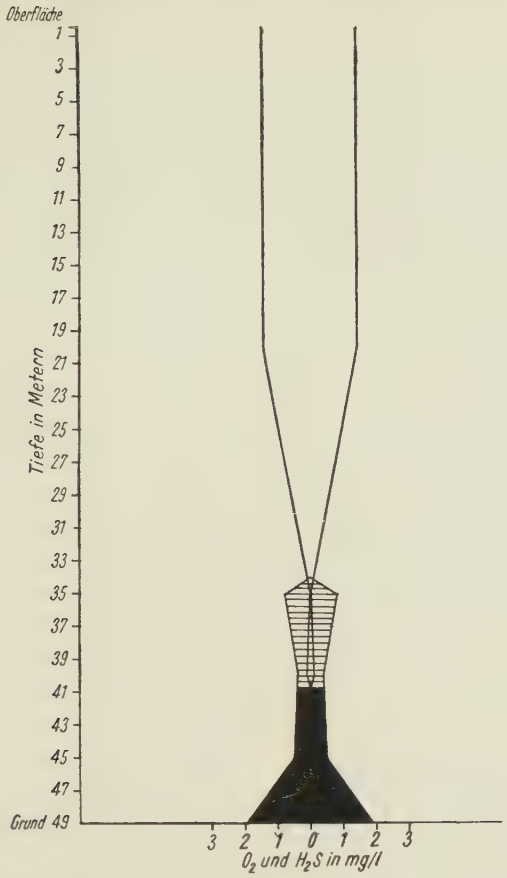


Abb. 21. Die Verteilung von O_2 und H_2S Ende Oktober 1936 vor der Sperrmauer (18); weiß = O_2; schwarz = H_2S; schraffiert = $O_2 + H_2S$.

Die biologischen Untersuchungsergebnisse im Stausee.

a) Die Fauna und Flora des Pelagial und Litoral.

Die geschilderten physikalischen und chemischen Besonderheiten des Sperrsees machen die folgenden Studien besonders interessant; denn es wird sich zeigen, daß sich viele Organismen in überraschender Weise an den durch die Einleitung der Sulfitablaugen geschaffenen Zustand in der Wasserbeschaffenheit des Sees anpassen. Es wird in großen Zügen das Verhalten von Fauna und Flora im jahreszeitlichen Wandel im Pelagial und Litoral verfolgt werden. Den fischereilichen Untersuchungen des Sperrsees, sowie der Bodenschlammbiologie werden besondere Kapitel gewidmet. Ferner werden alle biologischen Untersuchungen im Ausgleichsbecken in einem besonderen Abschnitt behandelt. Bei der Beschreibung des Pelagial erstrecken sich die meisten Untersuchungen auf das Epilimnion, da sich die übrigen Wasserschichten bis auf das Frühjahr und den Winter als fast völlig organismenfrei

erweisen. Um die Veränderungen in der Zusammensetzung der Uferorganismen an gleicher Stelle und am gleichen Gegenstand genau verfolgen zu können, wird an den im folgenden genannten Probeentnahmestellen je ein Exemplar einer zwei- bis dreijährigen abgestorbenen Fichte vom Ufer aus ins Wasser eingehängt und deren Besiedlung laufend kontrolliert. Diese Maßnahme hat sich durchaus bewährt, zumal es bei den meist steil abfallenden Ufern des Stausees ohne dieses Hilfsmittel schwer gewesen wäre, die Organismen der Uferregion festzustellen. Selbstverständlich werden, soweit vorhanden, zur Kontrolle neben den Ableseproben von den eingehängten Fichten auch solche von Gräsern und Steinen gewonnen.

Arlastal (7): bis Mitte Juni ist am Auftreten der Organismen deutlich der Einfluß der Frühjahrshochwässer zu erkennen. Grünalgen und Diatomeen sind stark vertreten. Formen wie *Synura uvella*, *Dinobryon sertularia*, *Trachelius ovum*, *Coleps hirtus* und *Anuraea aculeata* verraten, daß die Organismen bis dahin mehr mesosaprob als polysaprob sind. Freilich verrät das Massenauftreten von *Sphaerotilus natans*, besonders an den Ufern, das Vorhandensein großer Mengen von organischen Substanzen, von denen besonders die in den Kocherlaugen enthaltenen Zuckerarten den Pilzen gute Existenzbedingungen verschaffen. Es ist am Arlastal überhaupt auffallend, daß hier die Belästigungen durch die Kocherlaugen auftreten, wie wir sie bisher aus Flüssen kennen, nämlich starkes Pilztreiben, daß dagegen H_2S-Entwicklung kaum auftritt. Der flußartige Charakter der obersten Seeteile, in denen sich die Sulfitlaugen mit dem Saalewasser noch nicht genügend vermischt haben, verhindert die H_2S-Entwicklung, die aber eintritt, sobald eine Durchmischung von Abwasser und Flußwasser erfolgt ist. Neben dem starken *Sphaerotilus*-Besatz der Ufer verrät u. a. das Massenauftreten polysaprober Organismen wie *Paramaecium caudatum* und *P. bursaria*, *Colpidium colpoda*, *Glaucoma scintillans* und *Stentor polymorphus*, die sich besonders zwischen den Pilzzotten finden, daß beträchtliche Abwassermengen im Wasser vorhanden sind. Die Feststellungen im oberen Teil des Staus decken sich auch mit den von anderer Seite vor Errichtung des Staus gemachten Beobachtungen, wonach die Schlammflächen- und Pilzbildung besonders stark an den Wehren bei Harra, Lemnitzhammer usw. auftrat.

Die zunehmende Anreicherung von Schmutzwasser in den oberen Seeteilen und der damit zusammenhängende O_2-Schwund machen sich im Juni in einer Verarmung von Fauna und Flora bemerkbar. Bis in einer dünnen Wasserschicht an der Oberfläche sind alle Organismen verschwunden. Auch an der Oberfläche haben die mesosaproben Organismen polysaproben Platz gemacht, und in der Uferregion breiten

sich Polysaprobier immer mehr aus. In ruhigen Buchten finden sich, bereits makroskopisch erkennbar, weißgraue Schleier von Paramaecien und Colpidien. Die Organismen reagieren also sehr schnell auf die Wasserverschlechterung, und die Befunde der biologischen Untersuchung weisen, wie die der chemischen Wasseranalyse, auf eine zunehmende Belastung des Sees durch Kocherlaugen hin. Weiterhin ist dem Auftreten der Organismen dicht unterhalb der Einleitung der Papierfabrikabwässer zu entnehmen, daß die Kocherlaugen an sich keine giftige Wirkung auf Fauna und Flora ausüben, daß vielmehr nachteilige Folgen der Einleitung dieser Abwässer auf die Biologie eines Stausees nur in deren O_2-zehrenden Wirkung und, wie sich später ergibt, in der durch H_2S-Entwicklung bedingten Giftwirkung zu suchen sind.

So schnell die Organismen auf eine Wasserverschlechterung reagieren, tun sie es auch umgekehrt bei einer Besserung der Verhältnisse. Der im Juli erfolgte größere Frischwasserzufluß macht sich am Arlastal sofort in einer biologischen Veränderung bemerkbar, indem plötzlich wieder u. a. Diatomeen und mesosaprobe Organismen auftreten. Die Biologie der Uferzone dagegen läßt noch deutlich die vorhergegangene Schmutzwasserwelle am Auftreten typischer Polysaprobier erkennen, die an Arten gering, an Zahl aber bedeutend sind.

Die nach der Frischwasserwelle vom Juli wieder einsetzende Wasserverschlechterung, die im September in den oberen Seeteilen zu anaëroben Verhältnissen führt, geht, wie aus der chemischen Analyse, so auch aus der biologischen hervor. Der O_2-Schwund führt zu einem fast völligen Verschwinden der Tiere und Pflanzen; selbst die *Sphaerotilus*-Zotten und die Mehrzahl der Polysaprobier des Litoral sterben ab. Die Sommerstagnation mit einer zunehmenden Anreicherung an Kocherlaugen führt dazu, daß das Wasser in den oberen Seeteilen praktisch organismenfrei wird; die Selbstreinigung wird damit ganz unterbunden. Larven und Puppen von Chironomiden und Tubificiden, beide bei beginnender Absenkung im September an den schlammigen Uferbänken häufig, sind die einzigen Tiere, die in größerer Zahl auftreten. Die Verseuchung des Wassers ist eine so nachhaltige, daß aërobe Organismen in nennenswerter Zahl erst wieder ab November auftreten.

Nachdem der beim Arlastal (7) beobachtete Einfluß des Schmutzwassers auf die Organismen des Pelagial und Litoral bekannt ist, soll anschließend auf einige biologische Beobachtungen im oberen Staugebiet eingegangen werden, die beispielhaft für die Eigentümlichkeiten der Bleilochsperre sind, und die darauf hinweisen, wie vorsichtig bei der

Beurteilung eines Gewässers auf Grund biologischer Befunde verfahren werden muß, und daß oft nur dann ein richtiges Bild gewonnen werden kann, wenn wiederholt Untersuchungen durchgeführt werden.

An anderer Stelle (vgl. S. 15) wurde bereits erläutert, wie die Über- und Unterschiebungen von reinerem Flußwasser im See zu erklären sind. Zum Verständnis der folgenden Ausführungen ist der Hinweis erforderlich (genaue Angaben erfolgen weiter unten), daß sich im Grundschlamm der Sperre, auch in den oberen Seeteilen, Faulschlammciliaten, also typisch anaërobe Organismen, in mehr oder weniger großer Zahl finden. Es ist nun interessant zu beobachten, zu welch biologisch absurden Verhältnissen es kommen kann, wenn Schlammfladen vom Grunde durch heftige Methanbildung aus bisher O_2-freien Schichten in O_2-haltige emporgerissen werden, oder wenn sich plötzlich O_2-reiches Flußwasser über den O_2-freien Grundschlamm schiebt. Unter diesen Umständen findet man eines Tages als streng anaërob und an Faulschlamm gebundene Ciliaten wie *Metopus contortus*, *Epalxis striata*, *Caenomorpha uniserialis* usw. im See in einem Medium, das über 2 mg O_2 enthält. Man könnte durch diese Befunde zu falschen Schlußfolgerungen über die Wasserbeschaffenheit oder über das Verhalten der Sapropelciliaten gegenüber O_2 kommen, wenn man nicht zugleich eine chemische Wasseranalyse durchführt und nicht alle Faktoren berücksichtigt. Es zeigt sich nämlich, daß die Sapropelciliaten nur in unmittelbarer Nähe von emporgerissenen Schlammfladen auftreten. Diese verpilzten Fladen reißen, wie festgestellt wurde, gierig O_2 an sich, so daß um die schwimmenden Schlammansammlungen herum verschiedene Zonen O_2-freier, bzw. O_2-armer Schichten inmitten einer O_2-reichen Umgebung entstehen. So ist es erklärlich, daß man im oberen See die scheinbar seltsame Beobachtung machen kann, typische Anaërobier im O_2-reichen Medium zu finden. Es kann fernerhin eintreten, daß bei O_2-Gehalt der unteren Wasserschichten die anaëroben Schlammorganismen dort verschwinden, während man sie in den obersten, dann O_2-freien Schichten in den dort noch vorhandenen Schlammfladen antrifft.

Lemnitzhammer (9): Wie am Arlastal so treten auch bei Lemnitzhammer im Mai neben vereinzelten Grünalgen noch Diatomeen auf. Der am Arlastal noch flußartige Charakter der Staustrecke geht bei Lemnitzhammer durch das hier zur Ruhe kommende Wasser in einen seeartigen über, was sich u. a. am häufigen Auftreten von Rotatorien und Entomostraken zeigt. Durch die erst hier, etwa 4 km unterhalb des Einlaufes der Kocherlaugen in den See, eintretende größere H_2S-Entwicklung von den Grundschichten aus finden sich die aëroben Organismen, unter denen mit fortschreitender Verschmutzung

immer mehr die Polysaprobier überwiegen, nur in den obersten Wasserschichten und verschwinden auch dort Anfang September ganz, wenn der H_2S bis zur Oberfläche reicht. Bei Lemnitzhammer wie am Arlastal gehen Fauna und Flora des Pelagial und Litoral mit zunehmender Wasserverschlechterung an Art und Zahl stark zurück und haben bis Mitte November noch nicht wieder den Stand vom Mai erreicht. Durch die größere H_2S-Entwicklung bei Lemnitzhammer werden dort sogar die Organismen noch mehr geschädigt als am Arlastal, wo sich immer noch bessere biologische Verhältnisse finden.

Heinrichstein (12): Ähnlich den oben geschilderten Befunden verhalten sich die Organismen während der Untersuchungszeit am Heinrichstein. Auch hier gehen Fauna und Flora an Art und Zahl Anfang September mit dem starken O_2-Schwund, selbst in den oberen Wasserschichten, stark zurück und haben sich bis Mitte November noch nicht wieder in größerer Zahl eingestellt. Der *Sphaerotilus*-Besatz der Ufer ist nicht mehr so stark wie an den oberen Entnahmestellen. Einmal sind wohl die für die Ernährung des Pilzes wichtigen Zuckerarten bis zum Heinrichstein hin größtenteils abgebaut, zum anderen finden die Pilzzotten in dem immer mehr seeartig werdenden Stauraum ungünstigere Existenzbedingungen.

Die in der analytischen Untersuchung erwähnte O_2-Anreicherung an der Oberfläche im Juli (vgl. S. 17) wird durch Massenentwicklung von Flagellaten *(Pandorina morum* und *Eudorina elegans)* hervorgerufen, die um diese Zeit sowohl in den oberen als auch in den unteren Seeteilen relativ häufig auftreten. Der seeartige Charakter bedingt beim Heinrichstein neben dem Pilzrückgang auch noch das stärkere Auftreten von Organismen, die stehendes Wasser bevorzugen, wie von Rotatorien und Entomostraken. Kommen letztere im Mai und Juni auch noch in den tieferen Wasserschichten vor, so führen dort der steigende O_2-Schwund und die H_2S-Entwicklung zu einer Verdrängung der Tiere nach der Oberfläche hin. Bei Teilzirkulationen, die H_2S-haltiges Wasser, besonders nach kühlen Nächten, bis zur Oberfläche bringen, kann man die Beobachtung machen, daß sich dann an der Oberfläche bereits makroskopisch sichtbare grauweiße Wolken von Cyclopiden, Bosminen und Daphniden bilden, die, vom H_2S aus der Tiefe verdrängt, nach oben steigen, wo O_2 wenigstens noch in Spuren vorhanden ist. Selbst wenn dieser ganz verschwindet, was nach nächtlichen Teilzirkulationen im September wiederholt eintritt, so sterben die Entomostraken nicht ab; deren Widerstandskraft gegenüber H_2S ist so groß, daß sie vorübergehend in einer Umgebung zu leben vermögen, die 5 mg/l H_2S enthält. Durch die Einwirkung des Gases tritt nach wenigen Stunden wohl eine Bleichung der rotbraunen Fettröpfchen auf, so daß man bereits an deren

Farbe erkennen kann, ob sich die Cruster in H_2S-haltigem Wasser aufgehalten haben; sonst werden aber keinerlei Schädigungen beobachtet.

Versuche mit verschieden dosiertem H_2S-haltigen Wasser in kleinen Glaskammern, die vom Verfasser (1936[1]) früher benutzt worden waren, um die Einwirkung von H_2S auf verschiedene Protozoen festzustellen, ergeben, daß vor allem *Cyclops strenuus* H_2S-Werte bis zu 18 mg/l bis zu 6 Stunden ertragen kann, ohne abzusterben. Diese erstaunliche Widerstandsfähigkeit gegenüber H_2S ist jedoch nur den Cyclopiden eigen, die dem Stausee entnommen werden. Die gleichen Versuche, wie oben geschildert, mit *C. strenuus* durchgeführt, der aus einem in der Nähe der Sperrmauer gelegenen Weiher stammt, haben ein ganz anderes Ergebnis; die Cyclopiden sterben bereits bei 5 mg/l H_2S in spätestens 30 Minuten ab. Wir sehen also bei vielen Entomostraken des Sperrsees ein erstaunliches Anpassungsvermögen an die besonderen Bedingungen der Bleilochsperre entwickelt. Beobachtungen über die Widerstandsfähigkeit von *C. strenuus* gegenüber H_2S sind schon wiederholt gemacht worden, z. B. von Juday (1908), Birge und Jusag (1908), Huss (1913) und Rylow (1924).

Saalburg (16) und Sperrmauer (18): Es wurde bereits erwähnt, daß es 1936 bei Saalburg und vor der Sperrmauer an der Oberfläche nicht zur Bildung anaërober Verhältnisse kommt. Der Rückgang des O_2 an der Oberfläche bis auf 0,4 mg/l bei Saalburg und bis auf 1,83 mg/l vor der Sperrmauer genügt aber, um auch an diesen Entnahmestellen Fauna und Flora nachteilig zu beeinflussen. Jedoch setzt bei Saalburg und vor der Sperrmauer die Verarmung der oberen Wasserschichten an Tieren und Pflanzen viel später ein als im oberen See, nämlich erst Ende September, und eine Erholung der Wasserorganismen nach der durch die Herbstvollzirkulation bedingten O_2-Erniedrigung erfolgt eher als in den oberen Seeteilen und ist bereits Ende Oktober zu verzeichnen. Diese Befunde stimmen weitgehend mit der chemischen Wasseranalyse überein, aus der hervorging, daß sich in den obersten Wasserschichten des Untersees die schlechte Wasserbeschaffenheit weniger als im oberen See bemerkbar macht. Einmal durch diese Tatsache, zum anderen durch den im Gegensatz zum schmalen flußartigen Charakter der oberen Seeteile, breiten, seeartigen des unteren Staugebietes, treten dort eine Reihe von Organismen auf, die man im Obersee vergeblich sucht.

Während für die Strecke zwischen dem Arlastal und Lemnitzhammer für die größte Zeit des Jahres das starke Auftreten von *Sphaerotilus natans*, von Chironomiden und Tubificiden und das fast völlige Fehlen von Entomostraken charakteristisch ist, sind für das Staugebiet ab Lemnitzhammer bis kurz vor Saalburg die an Art und Zahl

zunehmenden Rotatorien und Entomostraken sowie der Rückgang im Pilzbewuchs bezeichnend. Zwischen Saalburg und der Sperrmauer endlich sind charakteristische Vertreter der Wasserlebewelt von Diatomeen: *Asterionella* und *Melosira* (letztere besonders an untergetauchten Ästen und Gräsern am Ufer häufig), von Flagellaten: *Glenodinium*, *Synura* und *Dinobryon*, von Ciliaten: *Tintinnidium* und schließlich von den übrigen Tieren: die hier stärkste Entwicklung von Rotatorien und Entomostraken. Während Fauna und Flora oberhalb Saalburgs weniger für einen See typisch sind, treten unterhalb des Städtchens die Organismen auf, wie man sie in einem See zu finden erwartet. Jedoch sind auch im unteren Seeteil die Organismen während der größten Zeit des Jahres gezwungen, sich in den obersten Wasserschichten aufzuhalten, da der O_2-Schwund in der Tiefe und die auch hier außerordentlich intensive H_2S-Entwicklung — sie kann, wie die chemische Analyse ergeben hat, bis zu 6 m unter die Oberfläche hinaufreichen — den aëroben Organismen die Lebensmöglichkeiten nehmen.

Wie beim Heinrichstein (12) geschildert (vgl. S. 45), so treten auch im unteren See bei beginnender Teilzirkulation an der Oberfläche gewaltige Schwärme von Entomostraken auf, hier noch mit Rotatorien gemischt, die das sonst rostbraune Seewasser hellbraun färben und unter denen auch wieder besonders Cyclopiden durch die Einwirkung des H_2S gebleicht sind. Werden O_2-haltige Wasserschichten von O_2-freien und H_2S-haltigen abgeriegelt, wie dies besonders deutlich bei Saalburg (vgl. Abb. 11) und vor der Sperrmauer (vgl. Abb. 12) periodenweise ab August eintritt, so ergeben wiederholte Untersuchungen dieser Zonen, daß sie völlig organismenfrei sind, und daß die Organismen nur oberhalb der sog. Zwischenschicht auftreten.

Ein Vergleich der Uferproben sämtlicher Entnahmestellen ergibt, daß die polysaprobe Lebewelt dieser Zonen, wie sie bis unterhalb von Lemnitzhammer regelmäßig auftritt, und auch mitunter noch beim Heinrichstein zu beobachten ist, ab Saalburg fast ganz verschwunden ist und einer mehr mesosaproben Platz gemacht hat. Doch lehren, wie erwähnt, die Tiefenproben, daß man auf Grund der Oberflächenproben kein rechtes Bild vom Verschmutzungsgrad der Bleilochsperre erhält, daß vielmehr nur dann Untersuchungen von Wert sind, wenn sie alle Wasserzonen berücksichtigen.

Auf eine Beschreibung von Fauna und Flora der überstauten Seitentäler kann verzichtet werden, da in ihnen, wie aus der chemischen Wasseranalyse hervorgeht, zum größten Teil Seewasser lagert, und daher die auftretenden Organismen denen des betreffenden Seeabschnittes entsprechen.

Überblicken wir zusammenfassend die bisher behandelten biologischen Untersuchungsergebnisse, so geht aus ihnen hervor, daß, wie zu erwarten, der Chemismus der Bleilochsperre deren Biologie weitgehend beeinflußt, daß infolge der gewaltigen H_2S-Entwicklung trotz einer gewissen Widerstandsfähigkeit mancher aërober Organismen gegenüber H_2S die meisten Wasserschichten während eines Teiles des Jahres organismenfrei sind, daß demnach die Belastung des Sperrsees durch die Sulfitablaugen schon einen bedenklichen Grad erreicht hat.

b) Fischereiliche Untersuchungen.

Die Schädigung der Tierwelt zeigt sich am deutlichsten in den Fischsterben. Bei einem derartig großen See, wie ihn die Bleilochsperre darstellt, stehen fischereiwirtschaftliche Fragen mit im Vordergrund; es soll deshalb auf diese mit eingegangen werden. Da im oberen See anaërobe Verhältnisse sogar an der Oberfläche um sich greifen, und auch der O_2-Gehalt der oberen Wasserschichten im unteren See bis zu Werten absinkt, die weit unter dem für viele Fischarten bekannten Existenzminimum liegen, ist zu erwarten, daß der Fischbestand des Sees überhaupt nicht mehr nennenswert ist. Man wird jedoch bei den Studien eines Besseren belehrt und ist bei jeder Untersuchung immer wieder aufs Neue darüber erstaunt, daß Fische in einem Wasser stehen, das mitunter keinen O_2 aber dafür H_2S enthält. Ist schon die oben beschriebene Anpassungsfähigkeit der Cyclopiden an die Wasserverhältnisse des Stausees erstaunlich, so gilt dies in noch weit größerem Maße von den höher entwickelten Tieren.

Von Fischen sind in größeren Mengen folgende Arten im Stausee zu finden: Barsch *(Perca fluviatilis)*, Plötze *(Leuciscus rutilus)*, Brachsen *(Abramis brama)*, Hecht *(Esox lucius)*, Karpfen *(Cyprinus carpio)*, Schleie *(Tinca vulgaris)* und Döbel *(Squalius cephalus)*. Sämtliche Arten werden weitaus vom Barsch übertroffen, der im gesamten Staugebiet der häufigste Fisch ist. Dessen Jungtiere stehen im Mai bis Juni in großen Schwärmen besonders bei Saalburg (16) und auf den überstauten Wiesen bei Kloster (17). Auch die Rotaugen sind im gesamten Staugebiet verbreitet, sie stehen an Zahl aber weit hinter den Barschen zurück. Brachsen werden im oberen See nur selten beobachtet bzw. gefangen; sie treten in großen Schwärmen, besonders im Herbst, erst von Saalburg (16) an auf. In der Menge entsprechen diese Fische etwa den Rotaugen. Hechte werden im gesamten Staugebiet gefangen. Wiederholt sind unter den Fängen Exemplare bis zu 1 m Länge und bis zu 17 Pfund Lebendgewicht. Karpfen und Schleien stehen vorwiegend im unteren See, im Frühherbst werden sie auch bei Saaldorf (11) gefangen. Exemplare des Döbel werden im ganzen Staugebiet, doch

immer nur vereinzelt, gefangen. Während man neben dem Massenvorkommen der Jungfische von *Perca fluviatilis* nicht selten auch jüngere Exemplare von *Leuciscus rutilus*, *Abramis brama* und *Esox lucius* findet, werden solche von *Cyprinus carpio* und *Tinca vulgaris* nur äußerst selten im Fang gefunden. Ihr Fehlen ist der Laichräuberei des Barsches zuzuschreiben.

Dem bekannten Chemismus des Seewassers gegenüber verhalten sich die Fische wie folgt: Im oberen See, unmittelbar unterhalb der Einlaufstelle der Kocherlaugen, sind Fische (besonders *Leuciscus rutilus*, *Esox lucius*, *Perca fluviatilis* und *Squalius cephalus*) während des ganzen Jahres zu finden. Erst etwa vom Arlastal (7) ab werden Fischsterben festgestellt. Diese Beobachtungen beweisen, wie die übrigen biologischen Untersuchungen, daß eine direkte Giftwirkung der doch stark sauren Sulfitablaugen nicht besteht, daß vielmehr auch für die Fische die nachteiligen Folgen der Einleitung dieser Abwässer in dem durch sie verursachten O_2-Schwund und in der H_2S-Entwicklung zu suchen sind. Auf der Staustrecke zwischen dem Arlastal (7) und Lemnitzhammer (9) treten wiederholt, je nach der durch die geschilderten Unter- und Überschiebungen bedingten Wasserbeschaffenheit, Fischsterben auf, von denen alle dort vorkommenden Fischarten betroffen werden. Man kann hier wie in allen anderen Gebieten des Stausees die Feststellung machen, daß größere Fischsterben meistens dann einzutreten pflegen, wenn die bisher O_2-führenden Schichten plötzlich O_2-frei werden. Dies kann einmal durch das Einschieben einer Schmutzwasserwelle, zum anderen durch eine nächtliche Teilzirkulation ziemlich unvermittelt geschehen. Den so plötzlich entstehenden Veränderungen im Chemismus der Umwelt kann sich die Mehrzahl der Fische nicht anpassen, so daß es zu großen Sterben kommt. Diese treten besonders im oberen Seengebiet bis etwa zum Heinrichstein (12) auch vor der Herbstvollzirkulation wiederholt ein, während im unteren See nur einmal, nämlich während der Herbstvollzirkulation, Fischsterben beobachtet werden.

Die durch die Herbstzirkulation veranlaßten Fischsterben verlaufen anders wie die durch Teilzirkulationen oder durch Schmutzwasserwellen verursachten. Bei der durch erstere bedingten langsamen Abnahme des O_2 passen sich offenbar die Fische den allmählich vor sich gehenden chemischen Veränderungen an. Bei O_2-Knappheit tätigen die Fische Notatmung, und es stehen dann derartige Massen fast senkrecht notatmend an der Oberfläche, daß an windstillen Tagen das Wasser zu „kochen" scheint.

Neuere amerikanische Untersuchungen von Powers (1932 und 1934) und seiner Schule haben gezeigt, daß die Fähigkeit, niedere Sauerstoffspannungen noch auszunutzen, bei den Fischen von der Blutzusammen-

setzung abhängt, und daß diese sich den äußeren Bedingungen — wenn sie sich langsam ändern — anpassen kann.

Besonders an Jungbarschen kann man im Bleilochstauraum gut beobachten, wie sie allmählich der O_2-Not erliegen. Auffälligerweise zeigen diese Tiere kurz vor dem Absterben einen bereits mit bloßem Auge zu erkennenden roten Fleck am Hinterkopf. Andere Zeichen der Erstickung sind das krampfhafte Atmen, verbunden mit einem weiten Abspreizen der Kiemendeckel und mit einem überweiten Aufreißen des Maules. Die Färbung wird blasser, und Haut und Kiemen schleimen. Der Fisch verliert später die Orientierung, er schwimmt zunächst aufgeregt und zuckend mit dem Bauch nach oben und geht dann allmählich ein.

Nach den oben erwähnten amerikanischen Beobachtungen muß rasch eintretender Sauerstoffmangel auch schneller zu Sterben führen, und ich kann dies vollauf bestätigen. Diese Änderungen im Chemismus des Wassers sind aber örtlich begrenzt (Teilzirkulationen) und treffen deshalb meist nur kleinere Bestände. Der durch die herbstliche Vollzirkulation bedingte allmähliche O_2-Schwund dagegen verbreitet sich durch die ganze Wassermasse und bedroht den gesamten Fischbestand.

Freilich können auch die lokalen Fischsterben bedeutendes Ausmaß annehmen, da zwei Gründe zu ihrer Verstärkung beitragen können: 1. die Ansammlung von Fischen und 2. das plötzliche Absterben großer Mengen von Phytoplankton. Die örtlichen Fischsterben zeigen sich nämlich häufig im oberen Seeteil oder in den seitlichen Buchten. Hier können durch relativ wenig verschmutzte Wasserläufe für die Entwicklung grüner Flagellaten besonders günstige Verhältnisse auftreten (vgl. auch später das Massenvorkommen von *Uroglena volvox* im Ausgleichsbecken), und es kann durch die Assimilationstätigkeit dieser Protozoen zu starker O_2-Anreicherung kommen. An diesen für die Fische günstigen Stellen (auch ihre Nährtiere, die Kleinkrebse und Rädertiere, die ja von den Flagellaten zehren, sammeln sich hier) kann es zu Massenansammlungen kommen, die einen starken Verbrauch von O_2 bedingen, der noch verstärkt werden kann, wenn (z. B. durch Erwärmung) ein plötzliches Absterben der pflanzlichen Lebewesen eintritt.

Der Beginn der Herbstzirkulation aber ist für die Fische die kritischste Zeit; nur dann sind im ganzen Stausee große Fischsterben zu erwarten, vorausgesetzt, daß dessen Verschmutzungsgrad nicht noch weiter ansteigt.

Die Widerstandskraft gegen O_2-Mangel der einzelnen Arten, als auch der Altersklassen ist verschieden. Während im oberen See Jung- wie Altfische von dem Sterben erfaßt werden, gehen bei Saalburg (16), von einigen Zentnern toter Altbarsche abgesehen, nur die Jungfische ein,

und vor der Sperrmauer (18) sind in diesem Jahre größere Fischsterben überhaupt nicht aufgetreten. Länger als die Barsche halten offenbar die Schleien und Karpfen aus, und am seltensten trifft man tote Hechte, während Plötzen und Brachsen in ihrer Widerstandskraft gegen O_2-Mangel etwa zwischen Karpfen und Hechten stehen.

Schließlich sei noch erläutert, aus welchen Gründen an eine geordnete und fischereiliche Ausnutzung der im unteren See gelegenen fjordartigen Seitentäler nicht gedacht werden kann. Sind auch 1936 im Remptendorfer- (19) und im Wetteratal (20) nennenswerte Fischsterben nicht eingetreten, so kann man doch nicht dafür garantieren, daß dies nicht eines Tages der Fall sein kann. Ins Wetteratal z. B. fließt das als rein zu bezeichnende Wasser der Wettera; in den innersten Buchten des überstauten Tales wird dadurch, zumindest an der Oberfläche, kein O_2-Mangel eintreten. Die Fische könnten sich also, falls im Stausee O_2-Mangel einsetzt, in die Seitentäler flüchten, und so die Katastrophenzeiten überstehen. Wie jedoch Abb. 18 (S. 38) gezeigt hat, schiebt sich das Schmutzwasser in der sog. Zwischenschicht auch in die innersten Buchten des Wetteratales hinein vor. Es kann nun leicht vorkommen, daß in Jahren, in denen die H_2S-haltige Zwischenschicht stärker ist als 1936, bei Teilzirkulationen, die in dem nur rund 22 m tiefen Tale leicht bis zum Grunde wirken können, um so verheerendere Sterben unter den dort zusammengedrängten Fischen hervorgerufen werden. Die Seitentäler stellen demnach wohl Fischzufluchtstätten dar, sie können aber auch zu gefährlichen Fischfallen werden. Wenn man weiterhin bedenkt, daß 1936 ein verhältnismäßig nasses Jahr mit reichlichen Niederschlägen war, so kann man sich anschaulich die Zustände vorstellen, die bei der H_2S-Belastung des Sees in einem regenarmen Sommer auch in den Seitentälern eintreten müssen.

Die im Oktober einsetzenden Probefischfänge (etwa 5), die, wie erwähnt, mit Stell- und Zugnetz durchgeführt werden, von den nur in geringem Maße aufgestellten Reusen abgesehen, haben folgendes Fangergebnis: etwa 65 kg Karpfen, 26 kg Schleie, 110 kg Hechte und 200 kg Rotaugen, Brachsen und Barsche. $^8/_{10}$ dieser Fänge stammen aus dem unteren See. Probezüge im oberen Seengebiet verlaufen, bis auf einige gute Fänge bei Saaldorf (11), fast ergebnislos, was nicht verwunderlich ist, wenn man die H_2S-Anreicherung aller Wasserschichten im oberen See kennt. Unter den wertvollen und wirtschaftlich wichtigen Fischen der Fänge spielt der Hecht die größte Rolle. Sämtliche Fische sind sehr gut abgewachsen, schmecken vorzüglich und zeigen äußerlich wie innerlich keinerlei Schädigungen.

Eine Ausnahme von dem an sich guten Gesundheitszustand der Stauseefische machen nur die Rotaugen. Von diesen werden auch außer-

halb der allgemeinen Fischsterben immer wieder tote, sterbende oder in ihren Bewegungen sehr matte Exemplare gefunden, die folgende anormale Merkmale aufweisen: am Kopf und meist seitlich am Rumpf, mitunter auch am Rücken und Bauch gelegen, seltener am Schwanz, etwa im Durchmesser 5—10 cm große runde Flecken; deren helle Fläche ist ringförmig von einer roten Zone umgeben. Die offenen Stellen sind nie verpilzt. Aller Wahrscheinlichkeit nach handelt es sich bei dieser Krankheit um eine Infektion der Fische durch *Pseudomonas punctata*, einem Bakterium, das in verschiedenen Stämmen weit verbreitet ist und sowohl die sog. Fleckenseuche von Hechten und Weißfischen als auch Bauchwassersucht bei Karpfen hervorruft.

Wie die bisherigen fischereilichen Untersuchungen u. a. zeigen, setzen sich die Stauseefische zum größten Teil aus wirtschaftlich weniger wertvollen Arten zusammen. Es ist deshalb früher versucht worden, durch Einsetzen, besonders von Edelfischen, einmal den Fischreichtum des Sees zu heben und ihn zum anderen durch wertvolle Fische zu verbessern. Folgende Fischarten wurden eingesetzt:

am 18. IV. 1932	8	Ztr.	Satzschleien
am 9. VIII. 1932	336	Stück	Hechtsetzlinge, 12—20 cm lang
	400	„	„ 20—30 „ „
am 24. V. 1933	2	Ztr.	Satzschleien
am 26. V. 1933	17	Satz	Laichhechte
	10	„	Laichschleien
	87,5	kg	Rotaugen und Brassen
am 17. X. 1933	5500	Stück	Regenbogenforellen, 10—16 cm lang
am 26. X. 1933	3000	„	Zandersetzlinge, 9—12 cm lang.

Nachdem auf Grund vorliegender Arbeit Biologie und Chemismus des Sperrsees bekannt sind, ist es erklärlich, daß sich dieser Fischeinsatz nicht lohnen konnte.

Die Bleilochsperre stellt, um Thienemann's (1911) Nomenklatur beizubehalten, eine typische Cyprinidensperre der Bleienregion dar, wie es z. B. ähnlich die Urfttalsperre ist. Im Gegensatz zu den Cyprinidensperren der oberen Barbenregion, wie es z. B. die Edertalsperre ist, in der u. a. auch Forellen gedeihen, fehlen in ersteren die Salmoniden; denn sie werden von den Raubfischen der Niederungsgewässer, Barsch und Hecht, völlig verdrängt. Wie das Einsetzen von Forellen in Cyprinidensperren der Bleienregion zwecklos ist, so lohnt es sich ebenfalls nicht, Sperren von diesem Typ mit jungen Schleien und Karpfen zu besetzen; denn diese fallen ebenfalls den Beherrschern dieser Seen, den Barschen und Hechten, zum Opfer. Nur das Einsetzen mindestens einjähriger Schleien und Karpfen bietet Gewähr auf Erfolg, da diese dann vor allem den Barschen weniger zum Opfer fallen. Natürlich lohnt sich bei einem weiteren Fortschreiten der Belastung der

Bleilochsperre mit H_2S irgendwelcher Einsatz von Fischen überhaupt nicht mehr, und es muß, das weitere ungehinderte Einleiten der Kocherlaugen vorausgesetzt, schon jetzt davor gewarnt werden. (Über die Fischsterben in der Bleilochsperre im Herbst 1937 siehe Liebmann 1938[2].)

Die Erfahrungen, die man bis jetzt in fischereilicher Beziehung an der Bleilochsperre gesammelt hat, müssen nach Fertigstellung der Saaletalsperre bei Hohenwarthe für deren geplante fischereiliche Ausnützung mit herangezogen werden; denn auch diese Sperre wird nach ihrer Fertigstellung dem Cyprinidentyp der Bleienregion angehören.

c) Die Biologie des Profundal.

Nachdem das Ergebnis aller biologischen Untersuchungen des freien Wassers und der Ufer der Bleilochsperre mitgeteilt ist, wird im folgenden die Biologie des Faulschlammes behandelt, der in mehr oder weniger dicken Lagen fast den gesamten Boden des Sperrsees bedeckt und nur in den innersten Buchten der Seitentäler des unteren Sees fehlt. Die Ursachen von dessen Bildung (vgl. S. 13), sowie Analysen über seine Zusammensetzung (vgl. S. 16) wurden bereits beschrieben, so daß hier nur die biologischen Studien folgen sollen. Es mag zunächst verwunderlich erscheinen, daß im schwarzen, H_2S-haltigen Faulschlamm, der in Tiefen bis zu 57 m unter der Wasseroberfläche lagert, überhaupt Organismen angetroffen werden. Ich habe in hydrobiologischen Arbeiten, in denen von Faulschlammentwicklung am Grunde von Gewässern gesprochen wird, vergeblich nach Angaben über dessen Biologie gesucht. Meist wird der Schlamm kurzerhand als „steril", „giftig" oder „völlig organismenfrei" bezeichnet und damit abgetan. Auf Grund meiner Faulschlammstudien an der Bleilochsperre muß ich aber an der Richtigkeit obiger Angaben zweifeln; denn man kann den Faulschlamm nicht als steril bezeichnen, wenn in ihm eine mannigfaltige und charakteristische Fauna von Sapropelprotozoen gefunden wird. Es ist auch nicht anzunehmen, daß sich eine Besiedlung des Faulschlammes ausgerechnet nur in der Bleilochsperre finden sollte. Die Anschauung von der „Organismenleere" des Faulschlammes aus Seen dürfte dadurch entstanden sein, daß man zu seinem Studium ungeeignete Untersuchungsmethoden verwandte; denn wenn man z. B. den Bodenschlamm der Bleilochsperre nach der Entnahme mit Formol fixiert und dann untersucht, oder ihn, auch unfixiert, längere Zeit stehen läßt, bevor man zur mikroskopischen Untersuchung schreitet, dann freilich ist auch der Faulschlamm des Sperrsees „steril".

Bei der Schlammuntersuchung muß folgendermaßen verfahren werden: Der Faulschlamm wird mit der Schöpfflasche oder dem Schlamm-

stecher gehoben und möglichst sofort (bereits nach 12 Stunden sind tiefgreifende Veränderungen eingetreten) ohne Zusatz irgendwelcher Chemikalien mikroskopisch untersucht. Dies bereitet bei dem schwarzen, undurchsichtigen Schlamm einige Schwierigkeiten, die vermindert werden, wenn man ihn in dünner Lage in eine Petrischale ausgießt und dann ein paar Minuten verstreichen läßt, bis die sehr wasserhaltige Schlammasse etwas zusammengesackt ist. Doch darf auch dabei nicht länger als 10 Minuten gewartet werden; denn gewisse Sapropelorganismen reagieren auf die feinsten chemischen Umweltsveränderungen außerordentlich schnell; sie nehmen dann entweder anormale Formen an oder platzen. Durch die Empfindlichkeit dieser Organismen wird ihre Beobachtung sehr erschwert. Man kann, wenn nicht größte Vorsicht angewandt und nicht sofort nach der Entnahme untersucht wird, leicht den Fehler begehen, verschieden pathologisch veränderte Formen ein und desselben Tieres als verschiedene Arten zu beschreiben, was besonders bei den Faulschlammciliaten um so eher möglich ist, als es sich bei ihnen zum größten Teil um sehr bizarr gestaltete Formen handelt, deren Variationsbreite in ihren Ausmaßen noch keineswegs genau bekannt ist. Die für Faulschlammorganismen außerordentliche Besiedlungsdichte des Grundschlammes der Bleilochsperre macht es jedoch möglich, viele Vertreter ein und derselben Art vergleichsweise zu studieren, so daß die oben genannten Bedenken wegfallen.

Die übergroße Zahl der Sapropelprotozoen hat es unmöglich gemacht, bei den Untersuchungen alle gleichmäßig zu berücksichtigen, zumal viele Protozoen von den bisher bekannten mehr oder weniger stark abweichen. Es sind deshalb vorerst nur die ciliaten Bewohner dieses Biotop eingehend studiert worden. (Weitere protozoologische Studien des Faulschlammes der Bleilochsperre siehe Liebmann, 1938[3].)

Bevor auf deren Verbreitung eingegangen wird, soll zunächst eine genaue Beschreibung der gefundenen Arten erfolgen. Viele weichen in morphologischer und ökologischer Beziehung von den bereits studierten Ciliaten ab. Ich habe mich aber trotzdem nicht entschließen können, sie als neue Arten aufzustellen, da wiederholt Übergangsformen gefunden werden. Deshalb sind die Artbezeichnungen der neuen Formen nur mit Buchstaben wiedergegeben, denen meistens Hinweise angefügt sind, welcher bekannten Art die neue Form ähnelt. Auf Grund einer Reihe von Versuchen über die experimentell zu erreichende Formveränderlichkeit, besonders von Sapropelciliaten, muß ich mir vorbehalten, den Artbegriff, zunächst bei Faulschlammciliaten, überhaupt neu zu formulieren. Es wird später an anderer Stelle über diese Versuche ausführlich berichtet werden.

Metopus a (ähnlich *M. mirabilis*) (Tafel I, Abb. 23).

Diese Ciliate, 80—100 μ lang, 26—35 μ breit, ist abgeflacht und hat einen langovalen Körper. Die größte Breite liegt im vorderen Drittel; das Hinterende ist mehr oder weniger stark abgestutzt, während das Vorderende in einen kleinen dornartigen Fortsatz ausläuft, der jedoch auch ganz fehlen kann. Das nicht tordierte Peristom erstreckt sich, etwas vom Vorderende entfernt, mindestens bis zur Körpermitte, mitunter sogar bis zum hinteren Körperdrittel. Es ist in allen Fällen auffallend breit, mit kräftigen Membranellen besetzt und mit einer segelartigen, bei der Beobachtung sofort auffallenden undulierenden Membran versehen, die mindestens halb so lang wie das Peristom ist. Die Randzone ist so schwach ausgebildet, daß man sie kaum erkennen kann. Das Ectoplasma zeigt Färbungen von hellbraun bis bräunlich-schwarz. Nur im ersteren Falle sind die eng gelegenen Wimperstreifen (14—16 auf jeder Seite) mit den dicht stehenden 5—8 μ langen Wimpern zu erkennen. Die 5 langen und weichen Schwanzcilien sind halb körperlang. Am Vorderende, dicht unterhalb des Dornes, ist regelmäßig ein schwarzer Körnerhaufen zu finden, der nach der Jodprobe aus glykogenartiger Substanz besteht. Weiterhin finden sich, im Plasma unregelmäßig verteilt, kleinere glänzende Tropfen und vereinzelt Nahrungsvacuolen, in denen Bakterienpakete in paralleler Anordnung auffallen. Der Macronucleus ist rund, der anliegende Micronucleus ebenfalls; beide liegen etwa in der Körpermitte. Die terminal gelegene halbmondförmige kontraktile Vacuole füllt das gesamte Hinterende aus. Die Tiere bewegen sich träge zwischen den Schlammpartikelchen und ernähren sich vorwiegend von kurzstabförmigen Bakterien. Sie kommen im H_2S-haltigen und O_2freien Grundschlamm der Bleilochsperre vereinzelt aber regelmäßig vor und werden auch an der Sperrmauer in 57 m Tiefe gefunden. Sie erweisen sich gegenüber O_2 als äußerst empfindlich und stoßen bei dessen Anwesenheit schon nach kurzer Zeit eine schleimige Hülle aus, in der ihre Konturen immer mehr verwischen.

Dieses Infusor hat gewisse Ähnlichkeiten mit *M. mirabilis* (Kahl, 1928), von dem es sich aber in folgenden Punkten unterscheidet: es besitzt keine starke Randzone, es ist nicht lang bewimpert, die kontraktile Vacuole ist nicht, wie bei Kahl's Zeichnungen, rund, sondern halboval; ferner ist der Makronucleus nicht wurstförmig, sondern rund. Einen Micronucleus erwähnt Kahl überhaupt nicht. Rhodobakterien, von denen sich *M. mirabilis* ausschließlich ernähren soll, stehen in dem Bodenschlamm des Stausees überhaupt nicht zur Verfügung. Die Ciliate lebt nicht in einem großen Schleimgehäuse; ein solches wird allerdings bei O_2-Einfluß ausgestoßen. Doch handelt es sich dabei durchaus um eine Hüllenbildung im Sinne Bresslau's, die Kahl bei *M. mirabilis* im Gegensatz zu Schneider (1930) bestreitet. Die angeführten morphologischen, ökologischen und physiologischen Unterschiede der neuen Form zu *M. mirabilis* sind so tiefgreifende, daß ich diese vorläufig als *Metopus* a bezeichnen möchte.

Metopus b (ähnlich *M. es* var. *pinguis*, Kahl, 1927) (Tafel I, Abb. 24).

Das Infusor stimmt in Größe, Lage und Form der kontraktilen Vacuole und in Macro- und Micronucleus, ferner im Auftreten des Körnerhaufens mit *M. es* überein; es weicht jedoch von diesem in nachstehenden Punkten ab: *Metopus* b ist terminal deutlich zugespitzt, und es sind schwach verlängerte, weiche Schwanzwimpern vorhanden. Weiterhin erscheint das Ectoplasma scharf gerippt. Unter den Tieren treten aber hin und wieder Exemplare auf, die nicht in allen diesen Punkten von *M. es* abweichen. Von *M. es* var. *pinguis* unterscheidet sich die neue Form dadurch, daß nie einzelne gespreizte Wimpern

beobachtet werden. Sie stimmt jedoch mit letzteren in der zum Gegensatz zu *M. es* trägeren Bewegung überein. *Metopus* b lebt im O_2-freien und H_2S-haltigen Grundschlamm, tritt im Stausee aber nur in Tiefen bis zu 20 m auf, ist also in seiner Verbreitung auf die oberen Stauteile beschränkt. Da diese Form, wie erwähnt, mehr oder weniger deutliche Übergänge zu *M. es* zeigt, sehe ich sie nur als Modifikation von letzterer an; nähere Angaben über die Variationsbreite erfolgen in der bereits angekündigten Arbeit.

Metopus c (ähnlich *M. setosus*, *M. setosus* var. *minor* und *M. barbatus*, Kahl) (Taf. I, Abb. 25).

Die Größe dieses *Metopus* schwankt zwischen 40—90 μ; man findet abgeflachte, langgestreckte und auch plumpere Formen, die im letzteren Falle halb so breit als lang sein können. In Abb. 25 ist die am häufigsten auftretende plumpere Form wiedergegeben. Das Hinterende kann gerundet bis fast spitz sein. Vorn springt eine breite Kuppe vor, die den Körper mehr oder weniger stark überragt. Das Peristom, mit wenigen kräftigen Membranellen besetzt, ist am Vorderende auf die linke Seitenfläche verlängert. Die Randzone ist nur schwach ausgebildet. Die undulierende Menbran ist schmal, etwa $^1/_3$ peristomlang. Im hellbraun gefärbten Plasma fallen, besonders in der hinteren Körperhälfte, unregelmäßig verteilte Stäbchen auf, die auf Ausstrichpräparaten als Bakterien erkannt werden. Das Infusor ist relativ weitgestreift, auf jeder Seite sind 5—8 schwach gefurchte Cilienreihen zu erkennen. Die langen, weichen Wimpern stehen locker, nur an der Kuppe fällt eine dichtere Stellung der Cilien auf, die hier fast $^1/_3$ körperlang sind. Die 5—6 sehr weichen Caudalwimpern sind körperlang. Der etwa in der Körpermitte gelegene Macronucleus ist oval, der anliegende Micronucleus ebenfalls. Die Bewegungen des Tieres sind träge, es kriecht zwischen den Schlammteilchen hin und her und ernährt sich vorwiegend von stäbchenförmigen Bakterien. Dieser *Metopus* ist wie *Metopus* b ebenfalls in seiner Verbreitung auf das obere Staugebiet beschränkt, da er im H_2S-haltigen Grundschlamm nur bis zu etwa 20 m Wassertiefe auftritt.

Metopus c unterscheidet sich von *M. setosus* und *M. setosus* var. *minor* in folgenden Punkten: seine Größe, die nach Kahl *M. setosus* von *M. setosus* var. *minor* unterscheiden soll, schwankt innerhalb der für die zwei verschiedenen Arten angegebenen Grenzen. Die Caudalwimpern stehen nur am Hinterende, sie werden nicht gespreizt. Die Bewimperung ist nicht eng gefurcht. *Metopus* c unterscheidet sich von *M. barbatus* nur durch das Fehlen der Schwanzborsten.

Metopus d (Taf. I, Abb. 26).

Dieses Infusor hat gewisse Ähnlichkeiten mit dem vorher beschriebenen, auch bei *Metopus* d finden sich im Plasma neben kleinen glänzenden Tröpfchen diffus verteilte Stäbchenbakterien. In verschiedenen Punkten weicht aber *Metopus* d doch von *Metopus* c ab. Er ist langgestreckt, 60—70 μ lang, 23—26 μ breit, die größte Breite liegt im vorderen Körperdrittel. Das Hinterende ist stumpf abgespitzt, während das Vorderende in einem scharfen Kiel ausläuft. Die Bewimperung ist noch lockerer als bei *Metopus* c, auf jeder Seite sind nur 4—5 Wimperstreifen vorhanden. Am Vorder- und Hinterende stehen die Wimpern dichter, sind aber kaum verlängert. Der ungewöhnlich große Macronucleus ist ganz zum Vorderende hin vorgerückt, er zeigt eine deutliche Bläschenstruktur, ein Micronucleus ist nicht zu finden. Die Möglichkeit ist nicht von der Hand zu weisen, daß es sich bei dieser Ciliate nur um eine Modifikation der vorher beschriebenen handelt. Doch soll sie bis zur Klärung dieser Frage als *Metopus* d bezeichnet bleiben.

Metopus e (ähnlich *M. bacillatus*, Levander, 1894). (Taf. II, Abb. 27a—e). Dieser *Metopus*, der überall im H_2S-haltigen Grundschlamm der Bleilochsperre auftritt und relativ häufig ist, hat bei der Bestimmung die größten Schwierigkeiten gemacht, denn er zeigt sich in Form und Größe außerordentlich variabel. *Metopus* e hat mit *M. bacillatus* so weitgehende Übereinstimmungen, daß ich ihn sicher als solchen identifizieren zu können glaubte. Dann treten aber wieder Formen auf, die in einzelnen Merkmalen mit den Varietäten von *M. bacillatus* übereinstimmen, die Kahl (1927) aufgestellt und später (1933) zu selbständigen Arten erhoben hat. Es sei an dieser Stelle nur ein Beispiel von der verschiedenen Ausbildung des Hinterendes der im Faulschlamm des Stausees gefundenen Formen gegeben. Abb. 27a ähnelt in der Ausbildung des Hinterendes *M. bacillatus*, Levander, 1894. Die Abb. 27 b und c zeigen weitgehende Übereinstimmungen mit *M. striatus*, Mc Murrich, 1884 und mit *M. arminatus*, Stokes, 1888. Abb. 27d ähnelt *M. bacillatus* var. *dentatus*, Kahl, 1927 und Abb. 27e zeigt Ähnlichkeit mit *M. bacellatus* var. *pullus*, Kahl, 1927. Zwischen den einzelnen Formen treten so viele Übergänge auf, die sich auch in der verschiedenen Gestalt des Macronucleus ausdrücken, wie aus den Abb. 27a—e ersichtlich ist, daß ich mich nicht entschließen kann, sie als selbständige Arten anzusehen. Eine Entscheidung dieser Frage behalte ich mir vor, bis weitere Studien über die Variationsbreite von saproben Ciliaten mir erlauben, Genaueres darüber zu sagen.

Auf eine Beschreibung der übrigen in der Bleilochsperre gefundenen *Metopus*-Arten kann verzichtet werden, da sie in fast allen Punkten mit bereits beschriebenen Spezies übereinstimmen. Sie seien deshalb nur kurz angeführt.

M. laminarius, Kahl, 1927; die gefundenen Infusorien stimmen mit der Beschreibung dieses Autors überein. Sie kommen im Grundschlamm des gesamten Staubeckens vor, sind allerdings im Gegensatz zu Kahl's Beschreibung nicht stets, sondern nie mit violetten Nahrungsvacuolen von Rhodobakterien gefüllt.

M. contortus, Levander, 1894, kommt ebenfalls im H_2S-haltigen Grundschlamm des gesamten Sperrsees vor. Da dort keine Purpurbakterien leben, sind auch die Nahrungsvacuolen von *M. contortus* nie mit solchen gefüllt. Die beobachteten Tiere stimmen mit Levander's und mit Wetzel's (1928) Beschreibung überein.

M. fuscus, Kahl, 1927; diese Ciliate kommt im H_2S-haltigen Schlamm ebenfalls in allen Tiefen vor; die gefundenen Exemplare stimmen mit Kahl's Beschreibung überein.

M. cydonia, Kahl, 1927; Vertreter dieser Art werden im H_2S-haltigen Schlamm nur bis zu 20 m Wassertiefe gefunden; sie bleiben in ihrer Verbreitung auf die oberen Seeteile beschränkt. Die beobachteten Ciliaten stimmen mit Kahl's *M. cydonia* bis auf die Form des Hinterendes überein, die von abgerundet zu spitz ausgezogen alle Übergänge zeigt.

M. darwini, Kahl, 1927; Formen dieser Art werden nur zweimal im H_2S-haltigen Grundschlamm des Sees bei Saalburg, 45 m unter dem Wasserspiegel, gefunden. Sie stimmen mit Kahl's Beschreibung überein bis auf die Lage des Macronucleus, der nicht, wie Kahl zeichnet, im vorderen Drittel, sondern in der Körpermitte liegt, und bis auf viele halbmondförmige Plasmaeinschlüsse, die Kahl nicht erwähnt.

Außer den genannten *Metopus*-Vertretern werden noch folgende zum Teil neue Sapropelciliaten als Bewohner des H_2S-haltigen Grundschlamms der Bleilochsperre beobachtet:

Trochella mobilis, Penard, 1922; es werden nur bei Saalburg zwei Tiere gefunden, auf die Penard's Beschreibung zutrifft.

Ludio spec. (ähnlich *L. parvulus*, Penard, 1922) (Taf. II, Abb. 28).

Diese merkwürdige Ciliate, 40—50 μ lang, 20—25 μ breit, hat birnenförmige Gestalt und ähnelt *Ceanomorpha*; doch ist deren Glockenrand nicht mehr als Falte ausgebildet, die Membranellen sind völlig verschwunden. Das Plasma der Tiere ist derartig mit dunklen, stäbchenförmigen Einschlüssen (Bakterien) erfüllt, daß Lage und Form des Peristoms und des Macro- und Micronucleus leider nicht zu erkennen sind. Das Infusor besitzt nur an dem spitzen Vorderende zwei breite, sehr lange Cirren, die bis 70 μ lang sein können, und die eine langsam rudernde Bewegung ausführen. Das Plasma ist regelmäßig in der vorderen Körperhälfte dicht mit braunschwarzen Kurzstäbchen, in der hinteren Körperhälfte etwas lockerer mit langen, dünnen, bräunlichen Stäbchen gefüllt, die in beiden Fällen Bakterien sind. *Ludio* spec. wird in 5 Exemplaren im Grundschlamm bei Saalburg gefunden. Er bewegt sich, mit seinen zwei armförmigen Cirren träge rudernd, nur langsam fort. Das beschriebene Infusor weicht von *L. parvulus* in vielen Merkmalen ab. Es besitzt überhaupt keine Membranellen mehr, es ist kein langer, dünner und starrer Dorn vorhanden, das Hinterende besitzt keinen Schwanzstachel; ferner ist die Bewegung nicht schnellend und nicht rotierend.

Caenomorpha uniserialis, Levander, 1894; Vertreter dieser Art sind im Grundschlamm vor der Sperrmauer in 54—57 m Tiefe neben der nachfolgenden Form die häufigsten Vertreter unter den Sapropelciliaten, sie kommen aber auch in dem übrigen Sperrengebiet regelmäßig im Bodenschlamm vor. Die beobachteten Tiere stimmen mit Levander's Darstellung überein.

C. medusala var. *trinucleata*, Kahl, 1933; Vorkommen wie *C. uniseriales*; die Formen stimmen mit Kahl's Beschreibung überein.

Lagynus elegans, Quennerstedt, 1867; emend. Wetzel, 1928. Dieses Infusor kommt relativ häufig im Grundschlamm des gesamten Stausees vor. Die von Wetzel (1928) erwähnte große Variationsbreite dieser Art kann ich bestätigen.

Lacrymaria sapropelica, Kahl, 1927; Vorkommen wie *Lagynus elegans*, nur seltener beobachtet. Kahl's Beschreibung stimmt mit meinen Beobachtungen überein.

Plagiophyla nasuta, Stein, 1860; emend. Wetzel, 1928. Diese häufig beobachtete Ciliate ist wie die zwei soeben genannten im Staugebiet verbreitet. Sie stimmt mit Wetzel's Beschreibung überein.

Spathidium spatula, Müller, 1786; Vorkommen wie *Lacrymaria sapropelica*; die im See gefundenen Tiere weichen insofern von dem bekannten *Spathidium spatula* ab, als sie einmal nicht räuberisch leben, sondern im Schlamm des Sperrsees ausschließlich Bakterienfresser sind, deren Nahrungsvacuolen mit kurzstabförmigen Bakterien gefüllt sind und zum anderen, daß sie an den H_2S-haltigen Grundschlamm wie die übrigen Faulschlammciliaten gebunden sind. Bis auf diese Unterschiede stimmen die *Spathidien* jedoch mit Müller's Darstellung überein.

Chaenia a (Taf. II, Abb. 29).

Die Ciliate ist 60—70 μ lang, an der breitesten Stelle im vorderen Körperdrittel 20—25 μ breit; das Tier ist leicht kommaförmig gebogen, während es vorn breit abgestutzt ist, erscheint das sich verschmälernde Hinterende abgerundet. Die Bewimperung ist spärlich, auf jeder Seite stehen 5—6 Wimperreihen, in denen die dünnen, weichen Wimpern sehr locker stehen, nur zu beiden Seiten der vorderen Abstutzung fallen etwas längere und dichter stehende Cilienbündel

auf, die im Wirbel herumschlagen. Ein Mund ist nicht auffindbar, am dunkel pigmentierten Vorderende liegen Trichocysten. Das hell- bis dunkelbräunlich gefärbte Plasma ist im vorderen Körperabschnitt mit großen hellen Tropfen erfüllt; terminal liegen kleinere, matte Tropfeneinschlüsse und unregelmäßig verstreute Stäbchenbakterien. Der elliptische, große Macronucleus ist von großen Bläschen erfüllt, der runde Micronucleus liegt dem Macronucleus an. Die Lage der Kerne ist etwas nach rechts verschoben. Die runde kontraktile Vacuole liegt terminal. *Chaenia* a wird im Schlamm besonders bei Saalburg und vor der Sperrmauer das ganze Jahr über gefunden; die kriechende, wurmartige Bewegung ist fast unmerklich. Mit bereits bekannten Vertretern der Gattung kann das Infusor nicht verglichen werden.

Chaenia b (Taf. II, Abb. 30).

Auch diese *Chaenia* weicht von den bekannten Spezies dieser Gattung stark ab. Sie ist 40—60 μ lang, etwa 20 μ breit und besitzt eine sich nach hinten allmählich verjüngende Gestalt; das Vorderende trägt eine kleine warzenartige Erhebung. Die Bewimperung ist spärlich; es sind auf jeder Seite 6—7 Wimperreihen mit locker stehenden weichen Cilien vorhanden. Die Schwanzcilien und die auch am Vorderende etwas dichter stehenden Cilien sind etwas verlängert. Ein Mund ist unauffindbar. Durch die vielen Einschlüsse sind die dünnen Körpercilien nur schwer zu erkennen. Am Vorderende findet sich regelmäßig eine Ansammlung schwarzer Körner, nach der Jodprobe aus glykogenartiger Substanz bestehend; ferner sind im Plasma unregelmäßig verstreut helle, glänzende Tropfen vorhanden. Erst unter der Oelimmersion wird deutlich, daß das Plasma dicht mit stäbchenartigen Bakterien erfüllt ist. Durch die schwarzen Körnerhaufen nur schwer kenntlich, liegen vorn einige Trichocysten. Der Macronucleus, etwas nach vorn verschoben, ist elliptisch, die auffallend große, terminal gelegene kontraktile Vacuole füllt meist das gesamte Hinterende aus. *Chaenia* b kommt wie *Chaenia* a vor; ihre Bewegung ist ebenfalls sehr träge.

Chaenia c (Taf. II, Abb. 31).

Die dritte mit den bisher bekannten Arten der Gattung nicht zu identifizierende *Chaenia* ist 60—70 μ lang, 15—20 μ breit und im Habitus ausgesprochen wurmförmig. Der Körper zeigt etwas unterhalb der Mitte eine mehr oder weniger starke Einschnürung. Das Hinterende ist gerundet, während das Vorderende zugespitzt ist und in einer hockerartigen Vorwölbung endet, in deren Mitte der dicht mit fadenförmigen Trichocysten umstellte Mund liegt. Auf jeder Seite sind 4—5 Wimperstreifen vorhanden, die bei der wurmartigen Bewegung besonders hinten mitunter spiralig gedreht erscheinen. Das Cilienkleid ist stark reduziert. Bis auf die am Mund etwas dichter stehenden Cilien sind nur spärliche, dünne, weiche Wimpern vorhanden. Am Hinterende fehlen sie gänzlich. Das Plasma ist hell und durchsichtig bis auf den Vorderteil, in dem regelmäßig kleine tropfenförmige Gebilde liegen. Ferner finden sich, im Plasma verstreut, stäbchenförmige Bakterien. Der Macronucleus, etwa an der Einschnürungsstelle gelegen, ist groß und nierenförmig, der anliegende Micronucleus ist rund. Das Plasma erscheint mehr oder weniger stark vacuolisiert; meist liegen oberhalb des Macronucleus eine große runde und am Hinterende 2—4 kleinere runde Vacuolen. *Chaenia* c findet sich, langsam wurmartig kriechend, im Grundschlamm wie die vorhergenannten Arten dieser Gattung verbreitet.

Außer den bis jetzt angeführten Sapropelciliaten werden im Grundschlamm des Stausees noch eine Reihe von Vertretern der Gattungen *Epalxis* und *Saprodinium* beobachtet. Diese kommen sowohl im oberen See als auch im unteren See

vereinzelt, aber regelmäßig vor. Leider ließ es die Zeit nicht zu, auch diese Gattungen genau zu studieren. Aus den wenigen Beobachtungen geht aber bereits hervor, daß auch von diesen zwei Gattungen in der Bleilochsperre Formen gefunden werden, die von den bisher bekannten Arten in vielen Merkmalen abweichen, vor allem in der Ausbildung des zackigen Hinterendes und in der Cilienbekleidung. Bemerkenswert ist ferner, daß im Plasma sämtlicher Tiere dieser zwei Gattungen Stäbchenbakterien gefunden werden, die entweder diffus verteilt oder in Bündeln angeordnet sind.

Tab. 2. Verbreitung und Besiedlungsdichte der Faulschlammciliaten der Bleilochsperre.

	7			9			12			16			18		
	Mai	Sept.	Dez.	Mai	Sept.	Dez.	Mai	Sept.	Dez.	Mai	Sept.	Dez.	Mai	Sept.	Dez.
Metopus a					○			◔		○	◔	○	○	◔	○
" b		○			◔										
" c		○			○										
" d		○			○										
" e	○	○		○	◑		◔	◑		○	◔	○	○	◔	○
" fuscus	○	○		○	◔		○	◔		○	○	○	○	○	○
" contortus	○	○		○	◔		○	◑		◔	◔	○	○	◔	○
" cydonia	○	◔		◔	◑										
" darwini								○							
Trochella mobilis								○							
Ludio spec								○							
Caenomorpha unis		○			○		○	◔		○	◔	○	◔	◔	◔
" med.var. } *trinucl.*		○			○		○	○		○	◔	○	◔	◔	◔
Lagynus elegans	○	○		○	◔		◔	◔		○	○	○	○	○	○
Lacrymaria sapropel.					○			○		○	○	○		○	
Plagiophyla nasuta	○	○		○	◔		◔	◔		○	◔	○	○	○	○
Chaenia a								○		○	○	○	○	○	○
" b										○	○	○	○	○	
" c								○			○	○	○	○	
Epalxis (mehr Arten)		○			○		○	○			○	○		○	○
Saprodinium(" ")	○	○		○	○		○	○			○	○		○	○
Spathidium spatula		○		○	○		○	○		○	○	○		○	

Es bedeuten: ● in jedem Gesichtsfeld (Leitz Obj. 3, Ok. 3) vorhanden; ◕ (◑ ◔) bedeutet in 3 (2,1) von 4 Gesichtsfeldern einmal vorhanden. ○ = vereinzelt, in Petrischale in $^1/_2$ cm hoher Schicht untersucht.

Nachdem die Ciliatenfauna des Grundschlamms bekannt ist, muß noch einiges über deren Verteilung im Stausee gesagt werden. Wohl werden sämtliche Sapropelciliaten das ganze Jahr über im Schlamm gefunden, die Besiedlungsdichte ist aber jahreszeitlich verschieden. Tab. 2 bringt eine Zusammenstellung aller beobachteten Faulschlammciliaten mit Angaben über Verbreitung und Besiedlungsdichte. Bei der Größe des Untersuchungsgebietes und den mannigfaltig zu studierenden Aufgaben war es nicht möglich, die Ursachen des verschiedenen Auftretens dieser Ciliaten zu ergründen. Es steht nur fest, wie es besonders deutlich bei den Probeentnahmen im unteren See zum Ausdruck kommt, daß die Faulschlammciliaten dann am häufigsten zu finden

sind, wenn die Schmutzwasserwelle am Grunde bis zu der betreffenden Stelle vorgedrungen ist. Die mit dem Grundstrom herangeführte große Menge organischer Substanz, sowie die stärkere H_2S-Entwicklung scheinen demnach den Faulschlammciliaten besonders günstige Lebensmöglichkeiten zu verschaffen.

Die Ciliatenfauna des Faulschlamms erweist sich durchweg als außerordentlich empfindlich gegenüber dem Einfluß von O_2; sie ist, streng anaërob lebend, an das Vorkommen von H_2S gebunden. Deshalb stellen diese Infusorien einen vortrefflichen biologischen Indikator dar, da man bei ihrem Auftreten im Schlamm mit Sicherheit auf die Gegenwart von H_2S schließen kann. Es gibt im Staugebiet nur wenige Stellen, an denen am Boden kein Faulschlamm lagert, nämlich die innersten Buchten folgender Täler: Pößnigs- (14), Triebigs- (15), Remptendorfer- (19) und Wetteratal (20). Im bräunlichen, nicht nach H_2S riechenden Grundschlamm dieser Talenden werden nie Sapropelciliaten festgestellt.

Bei hydrobiologischen Seebodendurchforschungen wird nie von Faulschlammciliaten gesprochen, obwohl der H_2S-Gehalt des Schlammes erwähnt wird. Meines Erachtens muß in Zukunft auf diese Organismen mehr geachtet werden, die, wie die Studien beweisen, keineswegs nur auf das Vorkommen in Tümpeln beschränkt sind, und die dem Forscher wichtige Hinweise auf das Vorhandensein von H_2S im Schlamm geben.

Bei der Feststellung der Verbreitungsmöglichkeiten der an H_2S gebundenen Ciliaten mußte es nun besonders interessant sein zu beobachten, ob etwa durch den Vorstoß der H_2S-haltigen Zwischenschicht eine Ausbreitung der Sapropelciliaten auch in den oberen Wasserschichten erfolgen kann. Trotz eingehender Studien können aber nie Faulschlammciliaten in den Zwischenschichten gefunden werden. Setzt man Ciliaten aus dem Grundschlamm in Glaskammern (vgl. Liebmann, 1936[1]), die mit H_2S-haltigem Wasser aus der Zwischenschicht gefüllt sind, so gehen die Infusorien, trotzdem auf gleiche Temperatur, gleichen ph-Wert und gleichen H_2S-Gehalt beider Medien geachtet wird, in kurzer Zeit zugrunde. In Glaskammern, die mit wässrigem, H_2S-haltigen Grundschlamm gefüllt sind, bleiben sie dagegen, auch bei Temperaturen, die höher als wie die normalerweise am Grund herrschenden liegen, am Leben.

Es taucht die Vermutung auf, daß die Ciliaten darum in der Zwischenschicht so rasch zugrunde gehen, weil etwaige, in dieser befindliche, bisher unbekannt gebliebene Schwefelverbindungen giftig auf die Infusorien wirken. Um dies festzustellen, werden folgende Versuche angesetzt: In Glaskammer a, gefüllt mit Wasser aus der Zwischenschicht ($H_2S = 8$ mg/l, ph $= 6{,}47$), werden erstens Faulschlammciliaten aus dem Grundschlamm und zweitens einige andere polysaprobe Ciliaten aus dem Litoral des oberen Sees gebracht und zwar werden verwandt:

Paramaecium caudatum, *Uronema marinum* und *Colpidium colpoda*, Infusorien, bei denen Verfasser (1936[1]) bereits eine große Widerstandsfähigkeit gegenüber H_2S festgestellt hat. (Ohne an dieser Stelle auf Gersch's (1937) Behauptung, daß *Paramaecium caudatum* nicht fakultativ anaërob leben könne, näher einzugehen, sei hier nur kurz folgendes festgestellt: 1. Es war auch vor Gersch längst bekannt, daß man Wasser nur äußerst schwer von den letzten Resten des in ihm enthaltenen O_2 befreien kann. 2. Leitet man in Wasser, selbst wenn dieses noch Spuren von O_2 enthalten sollte, H_2S ein, wie ich es bei meinen Versuchen getan habe, so werden, falls überhaupt noch vorhanden, die letzten Reste des O_2 oxidiert, und man erhält unter allen Umständen ein O_2-freies und H_2S-haltiges Wasser; denn O_2 und H_2S sind Antagonisten. Wenn auch geringe Mengen beider Gase nebeneinander vorkommen können (vgl. Liebmann, 1936[1], S. 33), so ist dies jedoch bei größeren H_2S-Mengen, mit denen ich gearbeitet habe, ausgeschlossen. 3. *Paramaecium caudatum* kann nicht nur unter besonderen Laboratoriumsbedingungen fakultativ anaërob leben. Es ist dem Abwasserbiologen eine längst bekannte Tatsache, daß man in der unteren Zone von 11 Meter tiefen Emscherbrunnen (vgl. Liebmann, 1936[2]) in einem Medium, das völlig O_2-frei ist, immer wieder vereinzelte nicht degenerierte Paramaecien findet, die demnach in der Lage sind, wie dies bereits die Laboratoriumsversuche bewiesen haben, fakultativ anaërob zu leben.) In Glaskammer b werden die gleichen Ciliaten wie in die erste Kammer getan, sie wird nur nicht mit Wasser aus der Zwischenschicht, sondern mit wässerigem Grundschlamm gefüllt (H_2S = 8 mg/l, ph = 6,52). Es zeigt sich nun, daß in Kammer a nach 8 Stunden alle Sapropelciliaten tot sind, alle Vertreter von *Paramaecium caudatum*, *Uronema marinum* und *Colpidium colpoda* dagegen noch leben. In Kammer b sind nach 8 Stunden sowohl die eben genannten als auch die Sapropelciliaten noch alle am Leben. Nach diesem Versuchsergebnis muß eine Giftwirkung des Wassers aus der Zwischenschicht als ausgeschlossen gelten; denn eine etwaige vorhandene akute Schädigung hätte alle Ciliaten betreffen müssen. Nach diesen Versuchen liegt die Vermutung nahe, daß die Faulschlammciliaten in irgendeiner Form an den Schlamm gebunden sind.

Um diese weitere Frage zu klären, werden neue Versuche angesetzt. Kammer a wird wieder mit wässrigem Grundschlamm gefüllt, und neben den bereits in dieser vorhandenen werden noch andere Sapropelier in die Kammer getan. Bei der Füllung von Kammer b wird folgendermaßen verfahren: Wässriger Grundschlamm bleibt in einem sorgfältig verschlossenen Zylinder solange stehen, bis sich der Schlamm abgesetzt und sich über ihm klares Wasser gebildet hat. Letzteres, nach Kontrolle

ebenfalls O_2-frei und H_2S-haltig, wird in die Kammer gefüllt, die wieder mit Faulschlammciliaten geimpft wird. In Kammer a sind die Tiere noch nach fünf Tagen lebend, in Kammer b dagegen sind sie alle nach zwei Tagen tot. Es bestätigt sich somit die Vermutung, daß die Ciliaten an den Faulschlamm gebunden sind. Da die Vacuolen der saproben Ciliaten fast stets mit Bakterien (meistens farblose Kurzstäbchen) gefüllt sind, ist es wahrscheinlich, daß sich die Ciliaten vorwiegend von diesen ernähren. Mit Hilfe von Methylenblauausstrichen wird festgestellt, daß sich im Wasser der Zwischenschicht derartige Kurzstäbchen nicht finden und daß diese, läßt man den wässrigen Grundschlamm sich absetzen, nur in geringer Zahl in dem Wasser zu finden sind, das über dem Schlamm steht.

Es wurde nun bereits gesagt und experimentell bewiesen (vgl. S. 32), daß die H_2S-Bildung in der Zwischenschicht an höhere Temperaturen gebunden ist und bei 5° Wassertemperatur nicht mehr beobachtet wird, während die H_2S-Entwicklung im Grundschlamm auch bei niederen Temperaturen weitergeht. Diese Unterschiede wurden dadurch erklärt, daß die H_2S-Bildung in Grund- und Zwischenschicht an verschiedene Saprophyten gebunden ist; denn es ist eine bekannte Tatsache, daß es Fäulnisbakterien gibt, die höhere und solche, die niedere Temperaturen bevorzugen. Die Saprophyten, von denen sich die Sapropelciliaten des Stausees, wie der Inhalt ihrer Vacuolen beweist, vorwiegend ernähren, scheinen nun tatsächlich an niedere Temperaturen gebunden zu sein; denn wenn man die Kurzstäbchen aus dem Grundschlamm in Wasser bringt, das aus der Zwischenschicht stammt, so verfallen sie nach kurzer Zeit. Offensichtlich bietet sich ihnen demnach in diesem Milieu keine Lebensmöglichkeit. Da nun die Faulschlammciliaten der Bleilochsperre nach den Befunden in ihrer Ernährung auf diese Bakterien angewiesen sind, und diese nur im Grundschlamm vorkommen, so ist es nunmehr erklärlich, weshalb man nur dort die Ciliaten findet (selbstverständlich wurden alle oben beschriebenen Versuche wegen deren Wichtigkeit wiederholt durchgeführt).

Es ist nun weiterhin bemerkenswert, daß die kurzstabförmigen Bakterien in den Vacuolen oft auffallend parallel angeordnet sind, während man z. B. in den Nahrungsvacuolen von Paramaecien eine derartige Beobachtung nicht machen kann. Stellt man Quetschpräparate der Nahrungsvacuolen von Paramaecien her und färbt diese z. B. mit Methylenblau, so beobachtet man, daß die Bakterien, von denen sich diese Infusorien vorwiegend ernähren, entweder bereits zerfallen, verdaut sind, oder doch wenigstens aufgequollen erscheinen, ein Zeichen dafür, daß der Verdauungsprozeß bereits eingesetzt hat. Fertigt man

nun unter gleichen Bedingungen Präparate der bakterienhaltigen Vacuolen von Faulschlammciliaten der Bleilochsperre an, so muß man feststellen, daß neben zerfallenen und aufgequollenen Stäbchen auffallend viele normale vorhanden sind.

Ähnliche Beobachtungen an bakterienhaltigen Vacuolen habe ich bereits an einer anaërob lebenden *Metopus*-Art machen können, die in vereinzelten Exemplaren in bis zu 11 m tiefen Emscherbrunnen der Leipziger Kläranlagen vorkommt. In einer Zeichnung dieser *Metopus*-Art ist deutlich die Parallelanordnung der stäbchenförmigen Bakterien zu erkennen (vgl. Liebmann, 1936[2], S. 561), die mir bei der Beobachtung sofort auffiel. Es fehlt auch in der Literatur nicht an Beobachtungen von regelmäßig angeordneten Bakterienpaketen in den Vacuolen von Protozoen. Außer den in Vacuolen vorkommenden Bakterien bei Protozoen ist seit langem bekannt, daß Bakterien auch diffus im Plasma verstreut vorkommen oder auch ectoplasmatisch als Hülle die Protozoen umgeben können. So ist, um nur einige Beispiele anzuführen, bei *Pelomyxa palustris* nachgewiesen, daß die unregelmäßig in ihrem Plasma verstreut liegenden Bakterien Symbionten sind. Lauterborn (1914—17) erwähnt bei *Amoeba chlorochlamys* einen diese umhüllenden Mantel, der aus *Chlorobacterium symbionticum* besteht. Mangenot (1934) findet im Endoplasma von *Spirostomum teres* Purpurbakterien, die er als Parasiten oder Symbionten ansieht. Kahl beschreibt viele Ciliaten, die in „Häuten von Bakterien" leben, die er als Symbionten ansieht. Fauré-Fremiet (1909) ist z. B. der Ansicht, daß die in zahlreichen Vacuolen gepackten Bakterien bei *Urceolaria (Trichodinopsis) paradoxa*, Clap. und Lachm., 1861, Symbionten und nicht Nahrung sind. Die gleiche Ansicht vertritt Kahl (1935), der noch eine Reihe anderer Ciliaten anführt, die ebenfalls symbiontische Bakterien beherbergen sollen. U. a. heißt es bei Kahl (1932, S. 519): „Symbiontische Bakterien sind bei vielen saproben Infusorien nachweisbar." Wie bereits Kahl (1932) von *Epalxis antiquorum*, Penard, 1922, erwähnt, so kann man auch an allen anderen Vertretern dieser Ciliatengattung, die im Grundschlamm der Bleilochsperre leben, die Beobachtung machen, daß die panzerartige Pellicula Verdünnungen aufweist — Kahl spricht von „Fenstern" — in denen derbe Stäbchenbakterien parallel angeordnet erscheinen. Er vermutet, daß die „Fenster" in Beziehung zur Ernährung stehen, und daß es sich bei den stets im Endoplasma liegenden Stäbchen um symbiontische Bakterien handelt, die von Zeit zu Zeit in Nahrungsvacuolen gesammelt und verdaut werden. Kahl erwähnt wiederholt, daß es sich bei den in vielen Sapropelciliaten nachweisbaren Bakterien um Schwefelbakterien handeln soll.

Da es hier um die äußerst interessante Frage geht, ob bei freilebenden Ciliaten eine interplasmatische Symbiose möglich ist, und die genannten Autoren nur Vermutungen aussprechen, aber zu diesen keine Beweise liefern können, hat Verfasser (1936[1]) mit Erfolg versucht, diese Frage experimentell zu lösen. Ich habe bei *Colpidium colpoda*, also einem normalerweise nicht anaërob lebenden Infusor, nachweisen können, daß dieses anaërob bei Gegenwart von H_2S leben kann und zwar, wie sich gezeigt hat, mit Hilfe symbiontischer Chlorobakterien, die in „Bakterienvacuolen" der Colpidien angesammelt sind. Nach diesen Versuchen muß als bewiesen gelten, daß bei freilebenden Ciliaten interplasmatische Symbiose mit Schwefelbakterien möglich ist, ja sogar, daß die Symbiose unter Umständen auch experimentell erzwungen werden kann.

Auf Grund meiner früheren Versuche (siehe auch Liebmann, 1937[2]) habe ich die in der Bleilochsperre vorkommenden Sapropelciliaten sorgfältig auf die Anwesenheit von Bakterien hin untersucht und habe auf Methylenblauausstrichen einwandfrei festgestellt, daß im Plasma aller im Grundschlamm des Stausees lebenden Faulschlammciliaten mehr oder weniger lange Stäbchenbakterien zu finden sind. Diese liegen entweder zusammengepackt in Vacuolen (z. B. bei *Metopus* a) oder diffus im Plasma verstreut (z. B. bei *Chaenia* a, b und c). Im ersteren Falle finden sich im Ausstrichpräparat neben den am häufigsten unveränderten Bakterien auch aufgequollene und im Zerfall begriffene, im letzteren dagegen können nur selten aufgequollene Bakterien gefunden werden.

Die Vermutung, daß die Bakterien symbiontisch im Plasma leben und mit der Zeit verdaut werden, findet in folgenden wiederholt angesetzten Versuchen ihre Bestätigung: In Glaskammer a, gefüllt mit wässrigem Grundschlamm, werden außer den bereits vorhandenen noch weitere Sapropelciliaten eingesetzt (H_2S = 8 mg/l, ph = 6,50); vor dem Einsetzen werden zwei Vertreter jeder Art auf Gehalt, Verhalten und Verteilung der Bakterien im Endoplasma geprüft. Drei Tage nach dem Ansetzen werden zwei Vertreter jeder Ciliatenart wieder auf den Gehalt an Bakterien hin untersucht. Es wird kein Unterschied im Gehalt, Verhalten und Verteilung der Bakterieneinschlüsse während des Aufenthaltes in der Kammer festgestellt. Glaskammer b wird mit schlammfreiem, H_2S-haltigen Wasser gefüllt, das beim Absitzen des wässrigen Grundschlammes über diesem lagert. Die Kammer wird wieder mit Sapropelciliaten beimpft, von denen vor der Füllung wieder zwei Vertreter jeder Art auf Bakterien hin untersucht werden. Nach drei Stunden Kammeraufenthalt werden wiederum zwei Vertreter jeder Art auf Bakterien hin geprüft. Während im ersten Versuch im Verhalten der Bakterien vor und nach dem Experiment keine Unterschiede fest-

gestellt werden, zeigen die Ausstrichpräparate im zweiten nach drei Stunden Aufenthalt in der Kammer bedeutend mehr aufgequollene und im Zerfall begriffene Bakterien wie vor dem Versuch. Es wurde nun bereits experimentell festgestellt (vgl. S. 63), daß nach Absetzen des Schlammes im überstehenden H_2S-haltigen Wasser die im Schlamm häufigen Bakterienstäbchen dort nur in geringer Zahl zu finden sind, und daß die Faulschlammciliaten in diesem Medium, trotz der Gegenwart von H_2S, nach 48 Stunden zugrunde gehen. Daraus wurde gefolgert, daß diese Ciliaten vorwiegend von den Stäbchenbakterien leben und im schlammfreien Medium absterben, weil ihnen dort bestimmte, zur Ernährung notwendige Bakterien fehlen.

Weitere Versuche, unter denselben Bedingungen wie obige durchgeführt, nur nach verschiedener Zeit abgebrochen, nämlich nach 2, 5, 10, 24 und 48 Stunden haben folgendes Ergebnis: Je länger die Ciliaten in dem Medium leben, desto weniger nicht aufgequollene Bakterien sind im Plasma zu finden. Nach 10 Stunden Kammeraufenthalt sind keine toten Ciliaten zu beobachten. Die Bakterienausstriche zeigen, daß nach dieser Zeit etwa $^1/_{10}$ aller Bakterien noch normal sind; nach 24 Stunden Kammeraufenthalt sterben die ersten Ciliaten ab, obwohl deren Nahrungsvacuolen noch voll gefüllt sind; sie können also nicht aus Nahrungsmangel eingehen. Ausstriche von Quetschpräparaten dieser sterbenden Infusorien lassen aber in Vacuolen und einzeln im Plasma verstreut nur zerfallene Bakterien erkennen, nicht aufgequollene Kurzstäbchen sind ganz vereinzelt zu beobachten. Nach 48 Stunden — wie bereits erwähnt, sind nach dieser Zeit alle saproben Ciliaten in der Kammer abgestorben — werden in toten Tieren wohl noch gefüllte Nahrungsvacuolen gefunden, in diesen wie im Plasma sind aber nur zerfallene Bakterien anzutreffen.

Die Versuche lehren, daß trotz der Gegenwart von H_2S und trotz gefüllter Nahrungsvacuolen die Sapropelciliaten absterben, wenn lebende Saprophyten im Plasma nicht mehr vorhanden sind.

Zusammenfassend glaube ich folgendes schließen zu können: Die Sapropelciliaten des Grundschlammes der Bleilochsperre ernähren sich vorwiegend von bestimmten kurzstabförmigen, an niedere Temperaturen gebundene Saprophyten; diese leben zuerst symbiontisch in Vacuolen oder diffus im Plasma verstreut und werden erst dann in den Vacuolen verdaut, bzw. die diffus im Plasma verstreuten Bakterien werden von Zeit zu Zeit in Nahrungsvacuolen gesammelt und dann verdaut. Der durch die Verdauung erfolgende Verlust an symbiontischen Bakterien wird durch die Aufnahme neuer Kurz-

stäbchen immer wieder ausgeglichen. Sobald eine hinreichende Aufnahme dieser Bakterien nicht mehr möglich ist, werden im steigenden Maße alle Symbionten für die Ernährung benötigt. Die Sapropelciliaten gehen trotz gefüllter Nahrungsvacuolen zugrunde, wenn die Symbionten vom Verdauungsprozeß ergriffen werden und im Medium eine genügende Zahl neuer Bakterien nicht mehr verfügbar ist.

Die Frage muß offen bleiben, welchen Wert die Bakterien für die Infusorien als Symbionten haben, da es nicht möglich war, Bakterienreinkulturen anzusetzen, und daher die Bakteriengruppe nicht näher bestimmt werden konnte. Es ist aber durchaus möglich und sogar wahrscheinlich, daß es sich dabei um Formen handelt, die O_2 abspalten, den die Infusorien wieder benutzen, und der diesen ein Leben im O_2-freien und H_2S-haltigen Wasser erst ermöglicht.

Es ist nun kaum anzunehmen, daß symbiontische Bakterien nur bei den Faulschlammciliaten aus der Bleilochsperre vorkommen. Die erwähnten Beobachtungen anderer Autoren und auch eigene deuten darauf hin, daß Symbiose von Sapropelciliaten mit verschiedenen Schwefelbakterien sehr verbreitet ist. Deshalb muß in Zukunft auf das Zusammenleben von Ciliaten und Bakterien besonders geachtet werden; vielleicht ist die Symbiose der Faulschlammciliaten mit Saprophyten überhaupt allgemein die Regel.

Die biologischen Untersuchungen im Ausgleichsbecken.

Wie bereits erwähnt, weicht die Lebewelt im Ausgleichsbecken insofern von der des Sperrsees ab, als das Wasser im Ausgleichsbecken durch den Tiefenablaß an der Sperrmauer das ganze Jahr über relativ kühl ist, und die niedere Temperatur entscheidend für die Organismenwelt dieses Beckens ist. Ferner ist von Bedeutung, daß es 1936 im Ausgleichsbecken nur vorübergehend durch das Ablassen von H_2S-haltigem Wasser aus dem See im Oktober zu anaëroben Verhältnissen kommt, die auf den obersten Teil des Beckens beschränkt bleiben. Ein Vergleich der Organismen des Ausgleichsbeckens mit denen des Sperrsees lehrt, daß einmal im ersteren eine Reihe von Organismen auftritt, die im Stausee ganz fehlt (z. B. *Uroglena volvox*, *Polyphemus pediculus*), und zum anderen, daß gewisse Formen im Becken eine Massenentwicklung zeigen, die in diesem Ausmaß im See nicht beobachtet wird (z. B. *Uroglena volvox*, *Dinobryon sertularia*). Allgemein kann man sagen, daß im Ausgleichsbecken im ganzen Jahr über die Tiere und Pflanzen vorhanden sind, wie man sie im Frühjahr und Herbst in einem Teich zu finden erwartet.

Im Ausgleichsbecken treten um so mehr Organismen auf, je weiter die Probeentnahmestelle von der Sperrmauer (18) entfernt ist. Das ist erklärlich, wenn man bedenkt, daß das an der Sperrmauer abgelassene Tiefenwasser ganz oder fast O_2-frei ist und sich nur durch die Belüftung in den Turbinenumläufen etwas mit O_2 anreichert. Das O_2-arme Tiefenwasser der Sperre nimmt auf seinem Lauf durch das Ausgleichsbecken, zumindest in den oberen Wasserschichten, sehr schnell O_2 auf.

Für das stärker werdende Auftreten der Organismen mit zunehmender Entfernung von der Sperrmauer ist neben der O_2-Anreicherung noch folgendes maßgebend: Nach dem meist nur stundenweise am Tage erfolgenden Ablassen aus dem Stausee erwärmt sich im Sommer das ins Ausgleichsbecken gelangte Wasser bei seinem nur langsamen Lauf in Richtung Burgk (24) sehr schnell. Die rasche Temperaturzunahme wird durch die rostbraun bis schwarze Farbe des Wassers begünstigt. Wenn das Oberflächenwasser nun auch z. B. am 22. VII. 1936 vor der Sperrmauer bei Burgk (24) „nur" 18,5° warm ist, für diese Jahreszeit also noch sehr niedrig temperiert ist, so beträgt doch der Temperaturunterschied des Oberflächenwassers zwischen dem Turbinenauslauf ins Ausgleichsbecken (21) und zwischen Burgk (24) 12,5°. Zwischen dem periodischen Ablaß an der Bleilochsperrmauer erwärmt sich das Wasser im Ausgleichsbecken im Sommer also sehr rasch. So betrug z. B. am 24. VIII. 1936 die Wassertemperatur am Turbinenauslauf (21) 7°, 15 Stunden nach Beendigung des kalten Zuflusses an der Oberfläche beim Mollwitzgrund (22) bereits 15°. Die Temperaturstöße wirken sich naturgemäß im Becken dicht unterhalb des Turbinenauslaufes (21) am stärksten aus, so daß dort aus diesem Grunde neben der O_2-Armut des Wassers weniger Organismen als weiter unterhalb des Auslaufes auftreten. Im August ist der Ablauf aus dem See so geregelt, daß das Wasser Montag bis Freitag von ½8 bis ½16 Uhr, sonnabends von ½8 bis ½13 Uhr abgegeben wird, während an Sonntagen überhaupt nicht abgemahlen wird. Es tritt dann Sonnabend nachmittag und Sonntag eine besonders intensive Erwärmung des Wassers im Ausgleichsbecken ein, die zu folgenden interessanten biologischen Erscheinungen führt (es muß noch vorausgeschickt werden, daß sich in den tiefeingeschnittenen Bleilöchern, in denen das Ausgleichsbecken liegt, oft ein Windrückstau bemerkbar macht, der das Wasser des Beckens in den oberen Schichten zur Sperrmauer [21] hin zurücktreibt).

Im Ausgleichsbecken tritt das ganze Jahr über u. a. *Uroglena volvox* auf, die sich besonders im Hochsommer stark entwickelt. Darmuntersuchungen der im Becken auftretenden Entomostraken ergeben, daß diese in der Hauptsache *U. volvox* gefressen haben. Mitte August wird nun von der Sperrmauer gemeldet, daß regelmäßig Sonnabend abends

und sonntags plötzlich eine intensive Geruchsbelästigung an der Sperrmauer auftritt. Sofort eingeleitete Untersuchungen ergeben, daß sich chemisch im Wasser gegenüber den sonstigen Befunden keine Unterschiede zeigen. Es fällt nur auf, daß das sonst rostbraune Wasser des Beckens durch hellbraune bis gelbe Wolken verfärbt ist, die auf Grund von mikroskopischen Untersuchungen aus riesigen Mengen von *Uroglena volvox* bestehen.

Es ist nun bekannt (vgl. Prang, 1925), daß die Massenentwicklung gewisser Mikroorganismen zu Geruchsbelästigungen und Geschmacksverschlechterungen des Wassers führen kann. Unter anderem kennt man *Asterionella* als Erzeuger eines fischigen Geschmackes, *Synura* ruft einen gurkenartigen Geschmack des Wassers hervor, ferner können Saprolengnien, Oscillatorien, verschiedene Grünalgen und Flagellaten, wie z. B. *Dinobryon*, bei Massenentwicklung den Wassergeruch und -geschmack, oder auch nur eins von beiden nachteilig beeinflussen. Sierp (1923) erwähnt u. a. fischigen Geruch und Geschmack, die durch *Uroglena volvox* hervorgerufen werden.

Die Untersuchungen im Ausgleichsbecken haben ergeben, daß neben dem Trangeruch auch ein fischtranartiger Geschmack des Wassers besteht, und daß für beide allein das Massenvorkommen von *U. volvox* verantwortlich zu machen ist. Die Gründe für die plötzlich einsetzende Geruchsbelästigung durch diese Flagellatenkolonien sind folgende: Da, wie erwähnt, Sonnabend nachmittags und sonntags an der Sperrmauer nicht abgemahlen wird, erfolgt mit der zunehmenden Erwärmung und der O_2-Anreicherung des Wassers in Richtung Turbinenhaus eine bis dorthin fortschreitende Besiedlung des wochentags organismenarmen Wassers. Die Schnelligkeit der Besiedlung wird durch Windrückstau begünstigt, der besonders das Oberflächenwasser in Richtung auf das Turbinenhaus drückt. Die Schwärme von *U. volvox* befinden sich dicht unter der Oberfläche, werden also durch den Windstau am ehesten erfaßt, während die sich von ihnen vorwiegend ernährenden Entomostraken, besonders nachts, tiefer stehen und nur in geringem Maße vom Windstau erfaßt werden. Es werden also wohl zum Turbinenhaus hin die Uroglenen, nicht aber deren Verzehrer, die Kleinkrebse, getrieben. Die Wucherung der Flagellatenkolonien nimmt daher dort größten Umfang an. Es handelt sich hier um typische „Planktonwellen", wie sie Demoll (1921) vom Walchensee beschrieben hat. Die Erwärmung des Wassers durch die Sonne kann nun nicht an allen Stellen des tiefeingeschnittenen Bleiloches erfolgen, vielmehr erhält am Turbinenhaus nur die Westseite des Beckens intensive Sonnenbestrahlung. Sobald durch diese die Wassertemperatur 18° überschritten hat, beginnen die Flagellatenkolonien auseinanderzufallen und abzusterben, und in diesem

Augenblick setzt durch die dann in Massen absterbenden Tiere die penetrante Geruchsbelästigung ein.

Ein Beispiel von den vielen Untersuchungen sei angeführt: Am 30. VIII. 1936, 16 Uhr, hat das Wasser am Turbinenhaus auf der Sonnen- wie Schattenseite die gleiche chemische Beschaffenheit und enthält etwa die gleiche Anzahl Kolonien von *U. volvox*. Auf der Schattenseite hat das Wasser eine Temperatur von 17,8°; die Flagellatenkolonien sind nicht auseinandergefallen, die Tiere leben, das Wasser riecht und schmeckt nicht nach Fischtran. Auf der Sonnenseite dagegen beträgt die Wassertemperatur 19,6°; fast alle Kolonien sind auseinandergefallen, die Einzelorganismen sind tot oder im Absterben begriffen, der fischtranartige Geruch des Wassers ist unerträglich, der Geschmack ist fischig. Auch weiter unterhalb des Turbinenhauses treten im Ausgleichsbecken in dieser Zeit durch die rasche Erwärmung des Wassers Geruchsbelästigungen auf, die aber nicht derartig intensiv wie am Bleiloch sind, weil in den unteren Teilen des Beckens große Schwärme von Entomostraken auftreten, die ein allzu üppiges Wuchern der Uroglenen verhindern.

Laboratoriumsversuche, die Uroglenen durch Kupferung (1 g/m³) zu beseitigen, gelingen wohl, es werden aber neben den Uroglenen auch alle anderen Wasserorganismen mit beseitigt, u. a. auch *Synura uvella*. Die Beobachtung von Prang (1935), daß das Kupfersulfat (ebenfalls 1 g/m³) nur die Synuren, nicht aber die anderen Organismen mit beseitigt, kann ich also nicht bestätigen. Es ist auch schwer vorstellbar, weshalb die Kupferung ausgerechnet nur *S. uvella* beseitigen sollte.

Zum Schluß der Ausführungen über das Ausgleichsbecken sei noch auf die Uferbesiedlung hingewiesen, bei der 1936 polysaprobe Organismen im Gegensatz zu 1935 fast ganz fehlen. Fische werden im Becken bis auf kleinere Schwärme von Jungbarschen, vereinzelten Gründlingen und Rotaugen nicht beobachtet. Nach den im Vergleich zum Stausee relativ günstigen Wasserverhältnissen des Ausgleichsbeckens nimmt es nicht wunder, daß während der Untersuchungszeit im Saalelauf unterhalb des Beckens Mißstände durch O_2-Knappheit oder gar durch H_2S-Entwicklung nicht auftreten. Das rostbraune Wasser der Saale unterhalb von Burgk (25) ist klar und geruchlos, schäumt allerdings immer noch sehr stark; Pilztreiben und Faulschlammentwicklung werden in größerem Umfange nicht festgestellt.

Als Beispiel für den Zustand der Saale unterhalb des Ausgleichsbeckens sei das Ergebnis der Flußuntersuchung vom Juli 1936 mitgeteilt, die sich bis nach Saalfeld erstreckt. Bis nach Hohenwarthe (28) erfolgt eine allmähliche Verringerung des Kaliumpermanganatverbrauches, das Wasser reichert sich rasch mit O_2 an und erreicht bei Walsburg (26), rund 7 km unterhalb von Burgk, bereits die Sättigungs-

grenze; dementsprechend zeigt sich keine H_2S-Bildung, und polysaprobe Organismen treten nicht auf. Bis nach Hohenwarthe ist eine weitgehende Reinigung des Saalewassers erfolgt, und es ist kaum anzunehmen, daß es in der künftigen Talsperre bei Hohenwarthe zu derartigen Mißständen wie in der Bleilochsperre kommen wird, wenn Biologie und Chemismus der Saale so bleiben, wie sie von 1936 geschildert wurden. Die Ausführungen im nächsten Kapitel werden jedoch zeigen, daß die Wasserbeschaffenheit des Staugebietes im Jahre 1936 bei der Beurteilung der in Zukunft zu erwartenden Mißstände der Bleilochsperre insofern nicht für sich allein betrachtet werden kann, als das Untersuchungsjahr ein ausgesprochen niederschlagsreiches, d. h. für den See also ein relativ günstiges war. Es ist anzunehmen, daß ein trockenes Jahr in noch weit stärkerem Maße als das 1936 bereits der Fall war, die H_2S-Plage im Sperrsee um sich greifen läßt. Unter diesen Umständen wird auch die Wasserbeschaffenheit der Saale unterhalb des Ausgleichsbeckens nachteilig verändert werden können, und damit rückt die Gefahr stärkerer H_2S-Entwicklung auch in der Hohenwarthetalsperre in bedrohliche Nähe.

Vergleichende Betrachtungen über die Einwirkung der Kocherlaugen auf Biologie und Chemismus des Stausees in einem niederschlagsarmen und in einem niederschlagsreichen Jahr.

Es muß besonders interessant und wichtig für die Kenntnis der Einwirkung von Sulfitlaugen auf Talsperren sein, wenn man einmal Gelegenheit hat, die Wirkung dieser Abwässereinleitung in einem trockenen und in einem nassen Jahre auf den Stausee vergleichsweise zu studieren. Durch die Untersuchungen der Bleilochsperre in den relativ trockenen Jahren von 1934 und 1935, die biologisch-chemisch im Herbst 1934 und 1935 von den Herren Professoren Demoll und Scheuring, München, und 1935 laufend chemisch von Herrn Dr. Patschke, Baustoffprüfstelle der Oberen Saale A.-G., Saalburg, durchgeführt wurden, ist es nun möglich, eine vergleichende Betrachtung der Einwirkung der Kocherlaugen auf den Stausee von 1935 und 1936 durchzuführen, was im folgenden geschehen soll.

Wenn auch von 1935 nur wenige biologische Untersuchungsergebnisse vorliegen und bei den chemischen Wasseranalysen zu wenig Stufenprobenuntersuchungen durchgeführt werden konnten, so kann man sich doch auf Grund der verschiedenen Untersuchungen von 1936 ein gutes Bild von der Wasserbeschaffenheit des Sperrsees von 1935 machen. Wie bereits erwähnt, liegen außer den genannten Untersuchungen auch noch Gutachten der Herren Professoren Demoll und Scheuring,

München, über die Bleilochsperre von 1933 und 1934 vor (ersteres veröffentlicht), zwei Jahre, in denen die Verteilung der Niederschläge ähnlich wie 1935 war. Auch dieses Material wird im folgenden mit herangezogen werden.

Den Untersuchungen von 1935 ist seinerzeit darum besonderer Wert beigelegt worden, weil in diesem Jahre der See zum ersten Male bis zum Stauziel aufgefüllt war, und man hoffte, daß die gestaute Wassermenge ein Nachlassen der 1933 und 1934 bei geringem Wasserinhalt der Talsperre schon beobachteten großen Fischsterben bewirken könnte. Wie aus nachstehenden Ausführungen hervorgeht, haben sich jedoch diese Hoffnungen nicht erfüllt. Um eine allzu große Länge der Ausführungen zu vermeiden, wird über die Untersuchungsergebnisse von 1935 nur kurz zusammenfassend berichtet.

Zunächst sei auf die Verteilung der Zu- und Abflüsse der Bleilochsperre von 1935 und 1936 eingegangen, wie sie aus den Abb. 32 und 3 (S. 14) hervorgehen. Die Menge der in beiden Jahren erfolgten Zuflüsse ist insgesamt etwa die gleiche, nur die Verteilung auf die einzelnen Monate ist sehr verschieden. Während in der ersten Hälfte von 1935 im Februar und April große Hochwässer auftreten, die den Vollstau bereits Anfang Mai erreichen lassen, kommt im Frühjahr 1936 nur im Januar ein kleineres Hochwasser, so daß der See volle fünf Wochen später als im vorhergehenden Jahr, nämlich erst Mitte Juni, Höchstwasserstand hat. 1935 gehen die Zuflüsse ab Juli ganz beträchtlich zurück, bis Ende Oktober fließen durchschnittlich nur etwa 1,9 cbm/sec zu. 1936 dagegen sinkt die Wasserführung der Saale überhaupt nicht längere Zeit auf diese Werte ab, die Zuflüsse sind über das ganze Jahr viel gleichmäßiger als 1935 verteilt und sinken nur selten längere Zeit unter Mittelwasser (13,5 cbm/sec). Schließlich bringen 1935 die Herbsthochwässer bei weitem nicht so viel Wasser als dies 1936 der Fall ist.

Wie in der Menge der Zuflüsse, so weichen beide Jahre auch in der der Abflüsse weit voneinander ab. 1935 beginnt Ende Juli die Abgabe von Zuschußwasser für die Elbe; bis Ende September gehen täglich durchschnittlich etwa 14 cbm/sec ab, während in derselben Zeitspanne nur etwa 1,9 cbm/sec zufließen. Im niederschlagsreichen Jahr von 1936 dagegen braucht die Elbe nur an wenigen Tagen im September und Oktober Zuschußwasser. 1935 sinkt infolge der Menge des abzugebenden Wassers der Wasserspiegel des Sees von Ende Juli ab sehr schnell; von Oktober bis Dezember sind statt 210 Millionen cbm bei Vollstau durchschnittlich nur etwa 65 Millionen cbm Wasser im See. 1936 dagegen sinkt der Wasserspiegel durch die geringe Abgabe von Zuschußwasser und die im Vergleich zu 1935 relativ gleichbleibende hohe Zuflußmenge nur um rund 5 m, gegenüber 27 m im Jahre 1935, so daß 1936 ab Juli bei

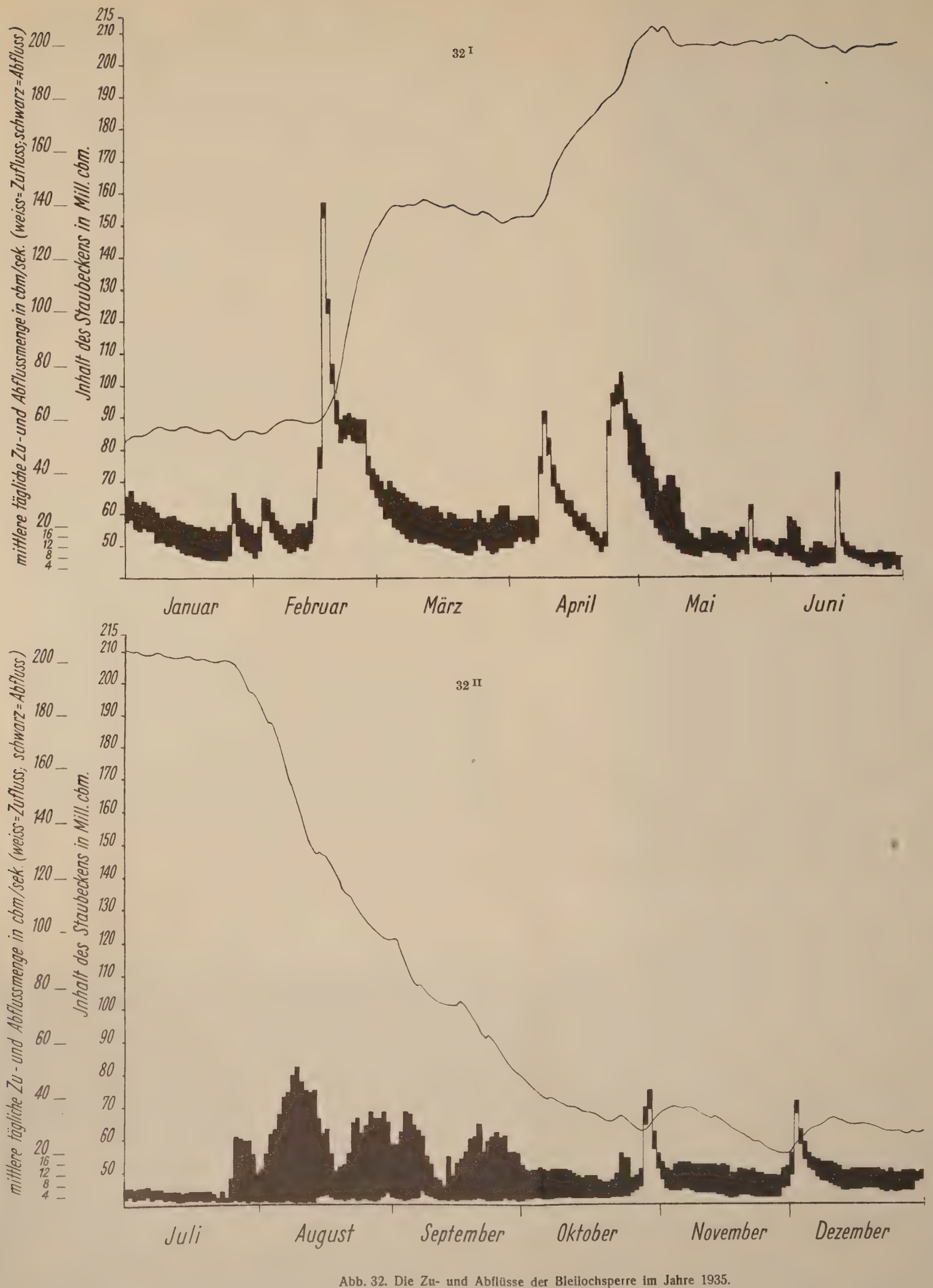


Abb. 32. Die Zu- und Abflüsse der Bleilochsperre im Jahre 1935.

niedrigstem Wasserstand immer noch rund 175 Millionen cbm im See verbleiben.

Diese Unterschiede in Menge und Verteilung der Zu- und Abflüsse, sowie in dem durch diese bedingten Wasserstand des Sees, wie sie von 1935 und 1936 festgestellt worden sind, wirken sich nun folgendermaßen auf Biologie und Chemismus der Bleilochsperre aus: Nach der Frühjahrszirkulation von 1935 sind etwa dieselben Verhältnisse wie 1936 vorhanden. Im Sommer 1935 sammelte sich aber in den oberen Teilen des Staugebietes bei gleichbleibend trockener Witterung eine immer größer werdende Schmutzwassermenge an, die in derartiger Konzentration 1936 nicht vorhanden ist. Während 1935 der Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers im oberen See bis über 3000 mg/l stieg, sind 1936 die höchsten Werte 1286 mg/l. Infolge des sich ansammelnden Schmutzwassers entstanden 1935 im oberen See frühzeitig völlig anaërobe Verhältnisse. Das Wasser war tintenschwarz, zum Teil durch ausgefällten Schwefel milchig getrübt und roch unerträglich nach H_2S und nach Kocherlauge. Treibende Schlammfladen (bis zu 3 m Durchmesser) traten mitunter in derartigen Mengen auf, daß die Wasseroberfläche mit ihnen völlig bedeckt war. Der Fischbestand wurde fast vollständig vernichtet. Eine vorübergehende Erholung von Fauna und Flora, bedingt durch größeren Frischwasserzufluß, wie sie 1936 eintritt, wurde 1935 nicht beobachtet. Wie 1936, so schob sich auch 1935 das Schmutzwasser vor Abgabe größerer Wassermengen aus der Sperre nur langsam vorwärts. Erst mit vermehrter Wasserabgabe rückte die Schmutzwasserwelle rascher in Richtung Sperrmauer vor, und zwar floß sie, wie 1936, am Grunde und in den mittleren Wasserschichten schneller als an der Oberfläche. Auf ihrem Wege zur Sperrmauer rief die im Vergleich zu 1936 stärker konzentrierte Schmutzwasserwelle noch schneller, als das 1936 der Fall ist, anaërobe Verhältnisse hervor. Der H_2S-Gehalt stieg an manchen Stellen über 30 mg/l, während die höchsten Werte 1936 bei etwa 13 mg/l liegen.

Leider ist 1935 die für den Chemismus des Stausees so wichtige Bildung der H_2S-haltigen Zwischenschicht nicht beachtet worden; die chemischen Wasseranalysen lassen aber erkennen, daß sie auch in diesem Jahre vorhanden gewesen sein muß. 1935 schritt das Fischsterben im Laufe des Sommers allmählich mit dem Vorrücken des Schmutzwassers vom oberen See in Richtung Sperrmauer fort. Bis zum Pößnigstal, etwa 1 km oberhalb von Saalburg, starben Jung- wie Altfische in Massen, während in den unteren Seeteilen von Saalburg bis zur Sperrmauer in größerem Umfang nur die Jungfische starben, und die übrigen Fische von dem allgemeinen katastrophalen Sterben noch verschont blieben. 1936 erreicht das Fischsterben nicht derartige Ausmaße. Zwar sterben

auch in diesem Jahre die Jungfische bis nach Saalburg; derartig verheerende Sterben aller Fische, wie 1935, aber werden nur vorübergehend bis Saaldorf festgestellt. Während 1935 im Herbst H_2S an der Oberfläche bis nach Saalburg hin gefunden wurde, ist dies 1936 nur etwa bis zum Heinrichstein hin der Fall.

Die 1935 Anfang August einsetzende beträchtliche Absenkung des Seespiegels bewirkte, daß die Zwischenschicht eines H_2S-haltigen Wassers durch Vertikalströmungen relativ schnell in die Tiefe gezogen und aus dem Stausee mit abgelassen wurde. Der 1935 lang anhaltende und intensive Ablaß wirkte sich für den Sperrsee segensreich aus; denn ein großer Teil des herabgezogenen oder bereits schon in der Tiefe lagernden Schmutzwassers verließ den Stausee vor Einsatz der Herbstvollzirkulation. 1936 dagegen wird durch den geringen Ablaß bis zum Herbst einmal die Zwischenschicht nur zum Teil beseitigt, zum anderen befinden sich in der Tiefe beim Einsatz der Zirkulation noch beträchtliche Mengen von Schmutzwasser im See. Daher kommt es, daß der O_2-Gehalt der oberen Wasserschichten im Herbst 1936 trotz des im Vergleich zu 1935 dreimal so großen Wasserinhalts des Sperrsees und trotz der geringeren Schmutzwasserkonzentration im oberen See bis zu Werten absinkt, die in einem natürlichen See nicht gefunden werden, und die weit unter dem Existenzminimum für viele Organismen liegen. Unter gewissen Umständen wirkt sich also in einer Talsperre, die mit H_2S überlastet ist, der größere Wasserinhalt keineswegs günstig für den Chemismus aus.

Der Vergleich beider Untersuchungsjahre zeigt weiter, daß sich 1935 die Trockenlegung eines großen Teiles des Staugebietes, die durch den niedrigen Wasserstand erfolgte, sehr günstig auswirkte; denn der fast überall in beträchtlicher Stärke lagernde Schlamm wurde durch Einwirkung der Atmosphärilien schneller als unter Wasser zersetzt. Bleibt dagegen der Hochstau das ganze Jahr über, wie 1936, so fallen die Schlammbänke der Ufer nicht frei; die Fäulnis des Schlammes schreitet unter Wasser allmählich fort und bewirkt so, je nach der Temperatur, eine mehr oder weniger starke O_2-Zehrung der über ihm lagernden Wasserschichten.

Für den Schwefelhaushalt des Sees ist es natürlich gleichgültig, ob die Schlammbänke im Sommer, bzw. im Herbst über oder unter dem Wasserspiegel liegen; denn der Schwefelwasserstoff des Schlammes wird bei dessen evtl. Trockenlegung durch Oxydation in Sulfate verwandelt, und das Schwefeleisen wird in Eisenvitriol übergeführt werden. Beide Umwandlungsprodukte können aber nach dem Wiederüberstauen von Bakterien als Schwefelquelle benutzt und so wieder in den Kreislauf des Schwefels im See einbezogen werden.

Während 1936 im Ausgleichsbecken keine Mißstände durch H_2S-Entwicklung auftreten, waren diese 1935 durch den intensiven und lang anhaltenden Ablaß eines stark H_2S-haltigen Wassers auch dort vorhanden, so daß fast der gesamte Fischbesatz des Ausgleichsbeckens vernichtet wurde. Während 1936 Chironomiden und Tubificiden im Ausgleichsbecken (wie auch im übrigen Staugebiet) in nicht ungewöhnlichen Mengen gefunden werden, traten diese Organismen 1933, 1934 und 1935, besonders im oberen See und im Ausgleichsbecken, in Massen auf. Im Gegensatz zu der geschilderten Wasserbeschaffenheit des Saalelaufes unterhalb des Ausgleichsbeckens, wie sie für 1936 beschrieben wurde, war im Herbst 1935 das stark nach H_2S riechende Flußwasser intensiv bläulich gefärbt, da durch die Belüftung Schwefel aus dem sich zersetzenden H_2S ausfiel. Erst bei Hohenwarthe (28) ging der bläuliche Ton des Wassers allmählich in rostbraune Klarheit über; H_2S war analytisch nicht mehr nachweisbar, jedoch hatte das Wasser immer noch einen für Sulfitlaugen typischen Geruch. Unter solchen Umständen besteht natürlich auch für die bei Vollstau etwa bis nach Ziegenrück (27) reichende Hohenwarthetalsperre die Gefahr einer zunehmenden H_2S-Entwicklung.

Folgerungen und Forderungen.

Zieht man aus dem oben durchgeführten Vergleich der Wasserverhältnisse der Bleilochsperre von 1935 und 1936 die Schlußfolgerungen, so kommt man zu folgendem Ergebnis: In der Bleilochsperre ist auch bei anhaltendem Höchststau und den denkbar günstigsten Niederschlagsverhältnissen nicht mit einer Sanierung der Verhältnisse zu rechnen. Aus nachstehenden Gründen kann eine solche auch bei Vollstau des Sperrsees nicht stattfinden:

1. Wird in einem niederschlagsreichen Jahr gar nicht, bzw. spät, und dann verhältnismäßig wenig Tiefenwasser abgegeben, so bleiben große Mengen des H_2S-haltigen Grundwassers im See, die bei zeitig einsetzendem Ablaß vor der Herbstvollzirkulation aus diesem bereits entfernt sind.

2. Bei bleibendem Höchststau kommen die Schlammbänke der Ufer nicht frei, wie dies bei Niedrigwasserstand der Fall ist. Die Fäulnis, die durch Einwirkung der Atmosphärilien sehr rasch erfolgt, schreitet bei Hochstau unter Wasser nur allmählich fort und wirkt so dauernd O_2-zehrend auf die über dem Schlamm lagernden Wasserschichten ein.

Wird in einem niederschlagsarmen Jahr der Seespiegel frühzeitig abgesenkt, so fallen zwar die obengenannten Nachteile weg, dafür treten aber folgende ein:

1. In langen Trockenperioden erfolgt in den oberen Stauteilen eine Anreicherung des Wassers an organischer Substanz, das dann bei beginnendem Ablaß und dem damit verbundenem Sog durch seine größere, durch niedere Temperatur und höhere Konzentration bedingte Dichte unter der wärmeren und reineren Oberflächenschicht in Richtung Sperrmauer abfließt und durch einsetzende Fäulnis sehr starke H_2S-Bildung verursacht.

2. Fließt auch der größere Teil dieses H_2S-haltigen Tiefenwassers ins Ausgleichsbecken ab, so genügt doch das noch bis zum Herbst im See verbleibende Schmutzwasser, um bei der Herbstvollzirkulation anaërobe Zustände zu bewirken, zumal durch die bis dahin erreichte Absenkung des Seespiegels nur wenig reineres und O_2-haltiges Wasser zur Verfügung steht.

3. Gelangen durch verstärkten Ablaß größere Mengen des Schmutzwassers aus dem Stausee ins Ausgleichsbecken, so findet auch in diesem eine H_2S-Anreicherung statt. Die Saale unterhalb des Ausgleichsbeckens führt dann H_2S-haltiges Wasser. Ist auch der H_2S bis Hohenwarthe oxydiert, so befinden sich doch im Flußwasser beträchtliche Mengen von ausgefälltem Schwefel. Durch die schlechte Wasserbeschaffenheit der Saale ist man auch in der zukünftigen Hohenwarthetalsperre vor Fischsterben nicht sicher.

Bei dem Grade an Verschmutzung, der in der Bleilochsperre schon im zweiten Jahre des Vollstaues erreicht ist, bleibt es letzten Endes ohne große Bedeutung, ob das Jahr niederschlagsarm oder -reich ist. Die besonderen Bedingungen der Talsperre bringen es mit sich, daß in beiden Fällen große Anreicherung von H_2S, O_2-Schwund und dadurch bedingte Fischsterben eintreten. An eine etwaige dauernde Besserung in der Wasserbeschaffenheit des Sees durch Höchststau oder anders geartete Beckenwirtschaft ist demnach nicht zu denken.

Wenn man die Untersuchungsergebnisse, die ab 1933 vorliegen, miteinander vergleicht, so ist es unverkennbar, daß durch das ungehinderte Einleiten der Kocherlaugen in den Stausee eine bis jetzt stetig zunehmende Wasserverschlechterung eingetreten ist. Der Stausee ist nicht in der Lage, die ungeheuren Abwassermengen auch nur einigermaßen befriedigend aufzuarbeiten, und es steht zu erwarten, wenn der Abwassereinleitung nicht Einhalt geboten wird, daß die Verseuchung durch H_2S in der Bleilochsperre immer größeren Umfang annimmt, daß in steigendem Maße auch davon das Ausgleichsbecken und der untere Saalelauf befallen werden, und daß damit auch die zukünftige Saaletalsperre bei Hohenwarthe gefährdet ist. Es ist darum allerhöchste Zeit, daß durchgreifende Maßnahmen zur Verhütung weiterer und noch größerer Katastrophen getroffen werden. Die einzige Möglichkeit, der

zunehmenden H_2S-Entwicklung Einhalt zu gebieten, besteht darin, daß die Einleitung der Kocherlaugen in den See verhindert wird. Meine Untersuchungen begründen die von Demoll und Scheuring bereits früher erhobenen Forderungen, daß die Kocherlaugen restlos vom See ferngehalten werden müssen und durch das Eindickverfahren zu beseitigen sind.

Zusammenfassung.

1. Als Ursache der schlechten Wasserbeschaffenheit der Bleilochsperre wird das Einleiten von Abwässern aus einer Sulfitzellulosefabrik festgestellt.

2. Der Einfluß der Kocherlaugen auf Biologie und Chemismus des Sperrsees wird systematisch ein Jahr lang studiert.

3. Eine direkte Giftwirkung der eingeleiteten Abwässer auf die Organismen besteht nicht.

4. Als besonders nachteilige Folgen der eingeleiteten Sulfitlaugen werden Faulschlammbildung und starkee H_2S-Entwicklung festgestellt, die beide in größerem Umfange erst in einiger Entfernung von der Einlaufstelle der Abwässer in den See beobachtet werden.

5. Fauna und Flora des Stausees werden durch die O_2-zehrende Wirkung der Abwässer und durch den H_2S schwer geschädigt.

6. Der Talsperre werden Schwefelmengen zugeführt, die sie nicht verarbeiten kann. Die Lagerung der H_2S-haltigen Schichten im Stausee unterscheidet sich dabei in vielen Merkmalen von der Lagerung solcher Schichten in natürlichen Seen.

7. Von besonders wirtschaftlichem Nachteil sind die durch die H_2S-Entwicklung sich regelmäßig wiederholenden großen Fischsterben.

8. Die Einwirkungen der eingeleiteten Kocherlaugen auf Biologie und Chemismus des Stausees werden in einem niederschlagsarmen und in einem niederschlagsreichen Jahr miteinander verglichen.

9. Aus den vergleichenden Betrachtungen geht einmal hervor, daß die Verseuchung der Bleilochsperre durch H_2S bereits soweit fortgeschritten ist, daß auch bei langanhaltendem Vollstau eine Sanierung in den Wasserverhältnissen ausgeschlossen ist und zum anderen, daß die Belastung des Sperrsees durch die Abwässer untragbar wird.

10. Dadurch besteht auch für die im Bau befindliche Saaletalsperre bei Hohenwarthe die Gefahr, daß sich auch in ihr mit der Zeit ähnliche Verhältnisse wie in der Bleilochsperre ausbilden.

11. Dies kann nur abgewandt, und die Wasserbeschaffenheit der Bleilochsperre kann nur grundlegend gebessert werden, wenn die Einleitung der Sulfitlaugen in den See völlig unterbunden wird.

12. Eine Reihe wichtiger, im Stausee gewonnener biologischer und chemischer Untersuchungsbefunde werden durch Laboratoriumsversuche bestätigt.

13. Neben der im allgemeinen für aërob lebende Wasserorganismen tödlichen Wirkung, die bei O_2-Schwund und H_2S-Entwicklung eintritt, wird bei einigen Tieren, besonders bei Entomostraken und Fischen, unter gewissen Voraussetzungen eine erstaunliche Widerstandsfähigkeit gegenüber O_2-Mangel und H_2S-Entwicklung festgestellt.

14. Der H_2S-haltige Grundschlamm der Bleilochsperre beherbergt eine mannigfaltige und charakteristiche Faulschlammfauna, von der die Ciliaten zum ersten Male in einem tiefen See beobachtet und deshalb gründlich studiert werden. Viele der gefundenen Ciliaten weichen mehr oder weniger stark von bereits bekannten Formen ab.

15. Die streng anaërob lebenden und an H_2S-haltigen Schlamm gebundenen Ciliaten sind einwandfreie Indikatoren für H_2S-haltigen Schlamm und können bei hydrobiologischen Seebodenuntersuchungen wertvolle Hinweise auf die Gegenwart von H_2S im Seeboden liefern.

16. Aus der Verteilung der Sapropelciliaten im Stausee und aus deren Verhalten gegenüber den verschiedenen H_2S-haltigen Schichten lassen sich Rückschlüsse auf die Stoffwechselphysiologie dieser Ciliaten ziehen.

17. Bei allen saproben Ciliaten des Sperrsees wird eine Symbiose mit saprophyten Bakterien nachgewiesen.

18. Als Ursache einer fischtranartigen Geruchsbelästigung im Ausgleichsbecken wird Massenentwicklung von *Uroglena volvox* festgestellt.

Schriftennachweis.

1. Bach, H.: Beiträge zur Abwasseruntersuchung. XI. Bestimmung der Oxydierbarkeit durch Kaliumpermanganat. Gesundheitsingenieur. Nr. 53. 1930.
2. Birge, E. A. and C. Juday: A sumnor resting stage in the development of *Cyclops bicurpidatus* Claus. Transact. Wiscon. Acad. sc. art. lett. Bd. 16. 1908.
3. Böhm, B.: Gewerbliche Abwässer. Verlag Otto Elsner. Berlin 1928.
4. Brintzinger, H., H. Schlegel und H. Bubam: Die Bedeutung der Talsperren für die Flußwasserverbesserung. Chemiker-Ztg. Jg. 60. 1936.
5. Claparède et Lachmann: Études sur les infusoires et les rhizopodes. Genf 1858—61.
6. Demoll, R.: Temperaturwellen (-seiches) und Planktonwellen. Arch. Hydrobiolog. Bd. 13. 1921.
7. Demoll, R. und L. Scheuring: Gutachten über die Verunreinigung der Saale von ihrem Eintritt in thüringisches Gebiet bis nach Hohenwarthe. Sonderdruck. 1933.
8. Fauré et Fremiet: Sur un cas de symbiose présenté par un infusoire cilié. Compt. rend. des sciences de la Société de Biologie. Paris 1909.

9. Gärtner: Gutachten des Reichsgesundheitsrates betr. die Verunreinigung der großen Röder durch die Abwässer der Zellulosefabrik von Kübler & Niethammer in Grödnitz in Sachsen. Arb. a. d. Kaiserl. Gesundheitsamt. 1913.
10. Gersch, M.: Vitalfärbung als Mittel zur Analyse physiologischer Prozesse (Unsersuchungen an *Paramaecium caudatum*). Protoplasma. 27. 1937.
11. Haupt, H.: Die Permanganatzahl bei der Beurteilung der Zellstoffabrikabwässer. Vom Wasser. Bd. 10. 1935.
12. Huss, H. Können Cyclopiden intramolekular atmen? Int. Rev. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr. Bd. 6. 1913.
13. Imhoff: Die Stauseen im Ruhrtale. Wasserkraft u. Wasserwirtsch. H. 8. 1931.
14. Juday, C: Some aquatic invertebrates that live under anaërobic conditions. Trans. Viscons. Acad. Sc. Ar. a. Lettr. 16. 1908.
15. Kahl, A.: Neue und ergänzende Beobachtungen. Arch. Protist.-Kde. 57. 1927.
16. — Die Infusorien der Oldesloher Salzwasserstellen. Arch. Hydrobiolog. 19. 1928.
17. — Ciliata. Teil 1 (1930), Teil 2 (1931), Teil 3 (1932), Teil 4 (1935); in: Die Tierwelt Deutschlands. Fischer, Jena.
18. Köhler, E. J.: Die Bleilochtalsperre bei Saalburg in Thüringen. Deutsche Wasserwirtsch. H. 1—3. 1932.
19. Kolkwitz, R: Zur Biologie der Talsperren, insbesondere der Eschbachtalsperre bei Remscheid. Mitt. Kgl. Prüfungsanst. Wasserversorgung u. Abwasserbeseitigung. 1911.
20. — Die Beziehungen des Kleinplanktons zum Chemismus der Gewässer. Mitt. Kgl. Prüfungsanst. Wasserversorgung u. Abwasserbeseitigung. 1911.
21. Kolkwitz-Pritzkow: Gutachtliche Äußerung der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserverwertung und Abwasserbeseitigung betreffs der Abwasser- und Vorfluterverhältnisse der Zellulosefabrik Czulow bei Kattowitz. Mitt. Prüfungsanst. Wasserverwertung u. Abwasserbeseitigung. Bd. 10. 1918.
22. Kyser, H.: Die Saaletalsperre. Elektrotechn. Zs. 1930.
23. Landbeck: Die Verunreinigung der Memel und Gilge durch Zellstoffindustrieabwässer. Fischerei-Ztg. Bd. 29. 1926.
24. Lauterborn, R.: Die sapropelische Lebewelt. Verhandl. Naturhist.-Medizin. Vereins zu Heidelberg. N. F. Bd. 13. 1914—17.
25. Levander, K. M.: Beiträge zur Kenntnis einiger Ciliaten. Acta Fauna et Flora fenn. 9. 1894.
26. Liebmann, H.: Auftreten, Verhalten und Bedeutung der Protozoen bei der Selbstreinigung stehenden Abwassers. Zs. Hyg. u. Infekt.-Krkh. H. 1. Bd. 118. 1936[1].
27. — Die Ciliatenfauna der Emscherbrunnen. Zs. Hyg. u. Infekt.-Krkh. H. 5. Bd. 118. 1936[2].
28. — Über die Wirkung von Abwässern aus Sulfitzellulosefabriken auf stehende Gewässer. Gesundheitsingenieur. Nr. 60. 1937[1].
29. — Bakteriensymbiose bei Faulschlammciliaten. Biol. Zentralbl. Bd. 57. 1937[2].
30. — Biologisch-chemische Untersuchungen beim aëroben und anaëroben Abbau von Sulfitlaugen in verschiedenen Verdünnungen bei verschiedenen Temperaturen. Im Druck. 1938[1].
31. — Die Ursachen der jährlichen großen Fischsterben in der Bleilochsperre (Saale). Allgem. Fischereizeitung, 63, 1938[2].

32. — Weitere Beiträge zur Kenntnis der Protozoenfauna des Faulschlammes der Bleilochsperre. Archiv für Protistenkunde. 90. 1938[3].
33. Lieske, R.: Kurzes Lehrbuch der allgemeinen Bakterienkunde. Verlag Borntraeger. Berlin 1926.
34. Luerssen: Ein Fall von Flußverunreinigung durch die Abwässer einer Zellstoffabrik. Zs. Hyg. Bd. 58. 1907.
35. Mahr, G.: Stauseen als Kläranlagen. Gesundheitsingenieur. Nr. 47. 1935.
36. Mangenot, G.: Sur l'Association d'une Rhodobactérie et d'un Infusoire. Compt. rend. des sciences de la Société de Biologie, Paris. 1934.
37. Maucha, R.: Hydrochemische Methode in der Limnologie. Die Binnengewässer. Bd. 12. 1932.
38. Müller, O. F.: Animanula Infusoria. Kopenhagen u. Leipzig 1786.
39. Murrich, Mc., J. P.: Notes on some Canadian Infusores. Pr. Canad. Inst. Toronto. Nr. 9. 1884.
40. Ohlmüller-Spitta: Untersuchung und Beurteilung des Wassers und Abwassers. Verlag Springer. Berlin 1931.
41. Partansky, A. M. und H. K. Benson: Analysis of Sulfite Waste Liquor. Paper Trade Journ. Nr. 7. 1936.
42. Penard, E.: Études sur les Infusoires d'eau douce. Genf 1922.
43. Powers, E. P.: The relation of respiration of fishes to invironment. Geol. Monographie. 1932.
44. — Certain conditiones of existence of fishes especially as concerns their internal invironment. Geology. 15. 1934.
45. Prang, W.: Versuche zur Geschmacksverbesserung und biologische Untersuchungen von Oberflächenwasser. Das Gas- u. Wasserfach. Jg. 78. 1935.
46. Quennerstedt, A.: Bidrag Til Sverigs Inf.-Fauna, I, II, III. Acta Univ. Lund. 67, 69. 1867.
47. Rylow, W. N.: Einige Beobachtungen über den Einfluß von Schwefelwasserstoffgärung in den Schlammsedimenten kleiner Gewässer auf die Produktion und auf die vertikale Verteilung des Zooplanktons. Verhandl. d. Internat. Vereins f. theoret. u. angew. Limnologie. Bd. 2. 1924.
48. Schneider, W.: Die Verbreitung des Tektins bei den Ciliaten. Arch. Protist.-Kde. 72. 1930.
49. Schütz, Fr.: Die Abwässerfrage von Königsberg i. Pr., im Jahre 1913, ein Beitrag zur Frage der Einwirkung von Sulfitzelluloseabwässern auf städt. Abwässer. Zs. Hyg. Bd. 87. 1918.
50. Sierp, F.: Verbesserung des Geruches und Geschmackes von Trinkwasser. Techn. Gemeindebl. Jg. 32. 1923.
51. Sierp, F. und H. Bruns: Die Bedeutung der Stauseen für die Reinhaltung der Ruhr. Gesundheitsingenieur. Nr. 16. 1934.
52. Sommer, R.: Die Saaletalsperre am Kleinen Bleiloch. Zbl. d. Bauverwaltung, vereinigt m. Zs. Bauwesen. Jg. 54. 1934.
53. Spetzler, O.: Stauseen der Ruhr, insbesondere der Baldeneysee in Essen und seine Entstehung. Der Bauingenieur. 1933.
54. Steffens, W.: Betrachtungen über die Brauchbarkeit der Permanganatzahl bei der vergleichenden Beurteilung des Verschmutzungsgrades verschiedener Flüsse. Chemiker-Zeitung. 61. 1937.
55. Stein, F.: Die Einteilung der holotrichen Infusionstierchen ... Sitz.-Ber. d. Böhm. Gesellschaft d. Wiss. 1860.

56. Stokes, A. C.: A prelim. contrib. toward. a. history of the fresh-water Inf. Journ. Trenton. Naturhist. Soc. 1. 1888.
57. Thienemann, A.: Hydrobiologische und fischereiliche Untersuchungen an den westfälischen Talsperren. Landwirtschaftl. Jb. Nr. 41. 1911.
58. Walter, E.: Die fischereiliche Bewirtschaftung der Talsperren. Jber. d. Fischereivereins Westfalen u. Lippe. 1906/07.
59. — Fischereiliche Gesichtspunkte zur Anlage und Bewirtschaftung der Talsperren. Allgem. Fischerei-Ztg. Nr. 32. 1907.
60. Wetzel, A.: Der Faulschlamm und seine ciliaten Leitformen. Zs. Morpholog. u. Ökolog. d. Tiere. Bd. 13. 1928.
61. Wunsch: Über eine Ursache der Ertragsverschlechterung märkischer Seen. Fischerei-Ztg. Bd. 39. 1936.

Tafelerklärungen.

Tafel I.

Abb. 23. *Metopus* a, Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 8.

Abb. 24. *Metopus* b, Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 8.

Abb. 25. *Metopus* c, Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 8.

Abb. 26. *Metopus* d, Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 12.

Tafel II.

Abb. 27 a—e. *Metopus* e; Variationen des Hinterendes und des Macronucleus, Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 12.

Abb. 28. *Ludio* spez., Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 12.

Abb. 29. *Chaenia* a, Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 12.

Abb. 30. *Chaenia* b, Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 12.

Abb. 31. *Chaenia* c, Leitz Apoch. 2 mm, Komp. Ok. 12.

23

24

25

26

Hans Liebmann: Biologie und Chemismus der Bleilochsperre.